précipitations acides

ÉTUDE SYNTHÈSE DE L'EFFET DE L'ACIDITÉ SUR LES COMMUNAUTÉS PISCICOLES DE 74 LACS DE LA RÉGION HYDROGRAPHIQUE DE L'OUTAOUAIS, QUÉBEC

RAPPORT PA-30

Québec

ÉTUDE SYNTHÈSE DE L'EFFET DE L'ACIDITÉ SUR LES COMMUNAUTÉS PISCICOLES DE 74 LACS DE LA RÉGION HYDROGRAPHIQUE DE L'OUTAOUAIS, QUÉBEC

RAPPORT PA-30

PAR

SERGE TREMBLAY
Biologiste, M.Sc.

ET

YVON RICHARD
Biologiste, M.Sc.

DIRECTION DE LA QUALITÉ DES COURS D'EAU
MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC

JUIN 1990

92-02845/

Dépôt légal - 2e trimestre 1990
Bibliothèque nationale du Québec
Bibliothèque nationale du Canada
ISBN 2-550-20937-0

Envirodoq EN900090
QEN/PA-30/1

Ce document est imprimé sur du papier
contenant 100 % de fibres recyclées

ÉQUIPE DE RÉALISATION

RÉDACTION ET INTERPRÉTATION:

Serge Tremblay, Biologiste M.Sc.[1]
Yvon Richard, Biologiste M.Sc.[1]

TRAITEMENT STATISTIQUE:

Yvon Richard, Biologiste M.Sc.
Serge Tremblay, Biologiste M.Sc.

RÉVISION SCIENTIFIQUE:

Pierre Bérubé, Biologiste, M.Sc.[1]
Jacques Dupont, M.Sc.[1]
Francois Girard, Biologiste[2]
Lévis Talbot, M.Sc.[1]

ÉCHANTILLONNAGE:

Michel Groleau[1]
Denis Robichaud[1]
Serge Poirier[1]
Yves Vallée[1]
René Poulin[1]

RÉALISATION GRAPHIQUE:

Denis Hudon[1]

TRAITEMENT DE TEXTE:

Sylvie Émard[1]

RÉVISION LINGUISTIQUE:

André Richard[3]

1 Direction de la qualité des cours d'eau, ministère de l'Environnement du Québec, 3900, rue de Marly, Sainte-Foy, Québec, G1X 4E4.

2 Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune (région: Abitibi-Témiscamingue), ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, 180 boul. Rideau, Rouyn-Noranda, Québec, J9X 1N9.

3 Direction des communications, ministère de l'Environnement du Québec, 3900, rue de Marly, Sainte-Foy, Québec, G1X 4E4.

RÉSUMÉ

Le ministère de l'Environnement du Québec a procédé, au cours de l'été 1985 et 1986, à un échantillonnage des populations piscicoles de 74 lacs situés dans la région hydrographique de l'Outaouais afin d'évaluer l'impact de l'acidité sur la faune ichtyologique. L'analyse des résultats des pêches expérimentales montre que la diversité spécifique diminue avec une augmentation de l'acidité. La couleur de l'eau ne semble pas mitiger les effets néfastes de l'acidité, puisque le nombre d'espèces diminue tant dans les lacs colorés (>30 Hazen) que dans les lacs non colorés (≤30 Hazen). Les seuils de tolérance à l'acidité indiquent que 72 pour cent des espèces n'ont pas été capturées lorsque le pH est inférieur ou égal à 5,0, comparativement à 32 pour cent à un pH inférieur ou égal à 5,5. Les espèces les plus tolérantes à l'acidité sont la perchaude, la barbotte brune, le grand brochet, le touladi, le raseux-de-terre et l'épinoche à cinq épines. Pour les cyprinidés (ménés), un pH de 5,1 constitue la limite inférieure à laquelle on retrouve ces espèces. Le doré jaune ainsi que sept autres espèces n'ont pas été capturés lorque le pH est inférieur ou égal à 5,5. On considère que l'intervalle de pH 5,0-5,5 constitue le seuil de rupture pour la survie de la majorité des espèces de la région hydrographique de l'Outaouais. Cependant, les résultats de fréquence d'occurrence montrent que la protection de l'ensemble de ces espèces ne peut être assurée en deçà de pH 6,0. En conditions acides, l'analyse des structures de taille indique des problèmes de recrutement chez le meunier noir, la perchaude, le doré jaune, le touladi et le grand corégone. Nous considérons que ces trois dernières espèces sont menacées de disparition dans les lacs acides et très acides de cette région. Les densités de poissons ne semblent pas influencées par aucune des caractéristiques morphométriques et physico-chimiques mesurées. Par contre, les biomasses totales diminuent lorsque l'acidité augmente. En transposant nos résultats à l'ensemble de la région, nous estimons que l'acidification serait responsable de la disparition de près de 5 300 populations de poissons dans les lacs dont la superficie varie entre 20 et 200 hectares. Cependant, si l'on considère l'ensemble des 33 080 lacs sensibles de l'Outaouais, le nombre de

populations de poissons disparues serait supérieur à 10 000. Ces résultats constituent des indices démontrant que l'acidité lacustre induit un stress à ces écosystèmes aquatiques, à un point où leur équilibre serait rompu.

Mots-clés: acidite, aluminium, couleur, diversité spécifique, densité, tolérance à l'acidité, structure de taille, biomasse piscicole, population piscicole, communauté piscicole, Outaouais.

Tremblay, S., et Y. Richard, 1990. Étude synthèse de l'effet de l'acidité sur les communautés piscicoles de 74 lacs de la région hydrographique de l'Outaouais, Québec. Direction de la qualité des cours d'eau, ministère de l'Environnement du Québec, ACIDOC Nº 900040, Envirodoq Nº 900090, rapport Nº PA-30, 109 pages.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
ÉQUIPE DE RÉALISATION	iii
RÉSUMÉ	v
TABLE DES MATIÈRES	vii
LISTE DES TABLEAUX	ix
LISTE DES FIGURES	xi
LISTE DES ANNEXES	xv
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 DESCRIPTION DE L'AIRE D'ÉTUDE	7
1.1 Situation géographique	7
1.2 Climatologie	7
1.3 Géologie et pédologie	9
1.4 Végétation forestière	9
CHAPITRE 2 MATÉRIEL ET MÉTHODES	11
2.1 Sélection des lacs	11
2.2 Échantillonnage et analyses physico-chimiques	12
2.3 Échantillonnage ichtyologique	12
CHAPITRE 3 RÉSULTATS ET DISCUSSION	19
3.1 Physico-chimie et morphométrie des lacs	19
3.2 Diversité spécifique	23
3.2.1 Relations avec les principales variables abiotiques	23
3.2.2 Influence de la couleur de l'eau	28
3.2.3 Influence des communautés piscicoles	30

3.3 Seuil de tolérance à l'acidité..... 32
3.3.1 Influence de la couleur de l'eau sur la tolérance à l'acidité..... 35
3.4 Occurrence des principales familles piscicoles..... 37
3.5 Structure de taille..... 39
3.6 Densité..... 50
3.7 Biomasse..... 52
3.7.1 Influence de la couleur de l'eau..... 55
3.7.2 Effets des communautés piscicoles..... 57

CHAPITRE 4 MODÈLE D'ESTIMATION DES PERTES DE POPULATIONS DE POISSONS..... 61

CHAPITRE 5 CONCLUSION GÉNÉRALE..... 65

BIBLIOGRAPHIE..... 69

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU		Page
2.1	Liste des paramètres physico-chimiques et des méthodes d'analyse (Laboratoire du ministère de l'Environnement du Québec).....	14
2.2	Échantillonnage ichtyologique de 74 lacs de la région hydrographique de l'Outaouais.....	16
3.1	Caractéristiques physico-chimiques et morphométriques de 74 lacs du bassin hydrographique de l'Outaouais.....	20
3.2	Équations de régression entre le nombre d'espèces et les principales variables physico-chimiques et morphométriques (région hydrographique de l'Outaouais).....	24
3.3	Évaluation du pH originel des 74 lacs de la région hydrographique de l'Outaouais d'après le modèle SIGMA/SLAM (Dupont et Grimard, 1989) en tenant compte d'une concentration annuelle moyenne pondérée de 10 µéq/L de sulfates dans les dépôts humides.....	36
3.4	Équations de régression entre la biomasse totale par unité d'effort (BUE) et les principales variables physico-chimiques et morphométriques.....	53
3.5	Biomasse moyenne par unité d'effort et profondeur moyenne de 74 lacs colorés (> 30 Hazen) et non colorés (≤ 30 Hazen) de la région hydrographique de l'Outaouais.....	57
3.6	Estimation du nombre de populations de poissons éliminées par l'acidification dans les lacs de 20 à 200 hectares de la région hydrographique de l'Outaouais.....	62

LISTE DES FIGURES

FIGURE		Page
1.1	Situation géographique de la zone d'étude dans la région hydrographique de l'Outaouais (04).....	8
2.1	Emplacement des 74 lacs échantillonnés dans la région hydrographique de l'Outaouais.....	13
3.1	Dominance anionique des 74 lacs échantillonnés dans la région hydrographique de l'Outaouais.....	22
3.2	Relation entre le nombre d'espèces piscicoles et le pH dans 74 lacs de la région hydrographique de l'Outaouais.....	25
3.3	Relation entre le nombre d'espèces piscicoles et le pH de 74 lacs colorés et non colorés de la région hydrographique de l'Outaouais.....	29
3.4	Relation entre le nombre d'espèces et le pH de la communauté à prédateurs (a) et sans prédateurs (b) de la région hydrographique de l'Outaouais.....	31
3.5	Distribution des 25 espèces de poissons en fonction du pH dans 74 lacs de la région hydrographique de l'Outaouais.....	33
3.6	Fréquence d'occurrence de cinq familles piscicoles de 74 lacs de la région hydrographique de l'Outaouais.....	38

3.7 Distribution de fréquence de taille du doré jaune dans les lacs acides (5,1 ≤ pH ≤ 5,5), de transition (5,6 ≤ pH ≤ 5,9), et non acides (pH ≥ 6,0) de l'Outaouais.... 40

3.8 Distribution de fréquence de taille du touladi dans les lacs très acides (pH ≤ 5,0), de transition (5,6 ≤ pH ≤ 5,9), et non acides (pH ≥ 6,0) de l'Outaouais..... 41

3.9 Distribution de fréquence de taille du grand corégone dans les lacs acides (5,1 ≤ pH ≤ 5,5), de transition (5,6 ≤ pH ≤ 5,9), et non acides (pH ≥ 6,0) de l'Outaouais..... 43

3.10 Distribution de fréquence de taille de la perchaude dans les lacs très acides (pH ≤ 5,0), acides (5,1 ≤ pH ≤ 5,5), de transition (5,6 ≤ pH ≤ 5,9), et non acides (pH ≥ 6,0) de l'Outaouais..... 45

3.11 Distribution de fréquence de taille du meunier noir dans les lacs très acides (pH ≤ 5,0), acides (5,1 ≤ pH ≤ 5,5), de transition (5,6 ≤ pH ≤ 5,9), et non acides (pH ≥ 6,0) de l'Outaouais..... 46

3.12 Distribution de fréquence de taille du ventre rouge du nord, du museau noir et du méné à nageoires rouges dans les lacs acides (5,1 ≤ pH ≤ 5,5), de transition (5,6 ≤ pH ≤ 5,9), et non acides (pH ≥ 6,0) de l'Outaouais..... 48

3.13 Relation entre les prises par unité d'effort et le pH de 74 lacs de la région hydrographique de l'Outaouais.. 51

3.14 Relation entre la biomasse totale par unité d'effort (BUE) et le pH de 74 lacs de la région hydrographique de l'Outaouais..... 54

3.15 Relation entre la biomasse totale par unité d'effort (BUE) et le pH de 74 lacs colorés et non colorés de la région hydrographique de l'Outaouais..... 56

3.16 Relation entre la biomasse totale par unité d'effort (BUE) et le pH de la communauté à prédateur (a) et sans prédateurs(b) de la région hydrographique de l'Outaouais 58

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE		Page
1	Localisation des 74 lacs échantillonnés de la région hydrographique de l'Outaouais.....	81
2	Nombre total de captures et des prises par unité d'effort des différentes espèces prélevées au moyen de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans les 74 lacs de l'Outaouais.....	83
3	Biomasse totale et biomasse prélevées par unité d'effort des différentes espèces capturées au moyen de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans les 74 lacs de l'Outaouais.....	91
3.2.1	Relation entre le nombre d'espèces et l'alcalinité (a), le calcium (b), l'altitude (c) et l'aluminium filtré (d) de 74 lacs de la région hydrographique de l'Outaouais.....	99
3.3.1	Distribution des 25 espèces de poissons capturés dans les 74 lacs colorés et non colorés de la région hydrographique de l'Outaouais.....	100
3.4.1	Fréquence d'occurrence des espèces et des familles piscicoles prélevées dans 74 lacs de la région hydrographique de l'Outaouais.....	101

3.5.1 Distribution de fréquence de taille du grand brochet dans les lacs très acides (pH ≤ 5,0), acides (5,0 ≤ pH ≤ 5,5), de transition (5,6 ≤ pH ≤ 5,9) et non acides (pH ≥ 6,0) de l'Outaouais 103

3.5.2 Distribution de fréquence de taille de la chatte de l'est dans les lacs acides (5,1 ≤ pH ≤ 5,5), de transition (5,6 ≤ pH ≤ 5,9), et non acides (pH ≥ 6,0) de l'Outaouais..... 104

3.5.3 Distribution de fréquence de taille du mulet perlé dans les lacs acides (5,1 ≤ pH ≤ 5,5), de transition (5,6 ≤ pH ≤ 5,9), et non acides (pH ≥ 6,0) de l'Outaouais..... 105

3.5.4 Distribution de fréquence de taille de la ouitouche dans les lacs acides (5,1 ≤ pH ≤ 5,5), de transition (5,6 ≤ pH ≤ 5,9) et non acides (pH ≥ 6,0) de l'Outaouais..... 106

3.5.5 Distribution de fréquence de taille du raseux-de-terre dans les lacs très acides (pH ≤ 5,0), de transition (5,6 ≤ pH ≤ 5,9), et non acides (pH ≥ 6,0) de l'Outaouais..... 107

3.6.1 Relation entre les prises par unité d'effort (PUE) et le pH de 74 lacs colorés et non colorés de la région hydrographique de l'Outaouais..... 108

3.7.1 Relation entre la biomasse totale par unité d'effort (BUE) et l'alcalinité (a), la profondeur moyenne (b), les concentrations de H^+ (c) et de Ca^{++} (d) de 74 lacs de la région hydrographique de l'Outaouais..... 109

INTRODUCTION

Depuis 1980, le ministère de l'Environnement du Québec poursuit un programme d'études visant à déterminer les conséquences des précipitations acides sur la faune aquatique et principalement sur les populations piscicoles. Jusqu'en 1985, ces études ont été essentiellement régionales et visaient à dresser pour le Québec, un premier portrait des effets des retombées acides.

De par l'intérêt qu'elles représentent pour la pêche sportive, les populations d'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) de la réserve des Laurentides (Richard, 1982; Moreau et al., 1984), des régions de Portneuf (Richard, 1985) et de Charlevoix (Richard, 1986) ont été les premières étudiées. Ainsi, parmi les principaux effets de l'acidité, on note, pour toutes les régions, des baisses importantes des densités de population dans les lacs acides. On a même observé, entre 1960 et 1980, la disparition de l'espèce dans trois lacs de Charlevoix où le pH était inférieur à 5,1 et où les concentrations de calcium étaient faibles. À ces niveaux d'acidité, la disparition de l'espèce avait également été observée dans d'autres régions de l'Amérique du Nord, soit les Adirondacks (Schofield, 1982) et la région de Sudbury (Conroy et al., 1978). Une baisse du succès de reproduction (Daye et Garside, 1975; Menendez, 1976; Johansson et al., 1977; Grande et al., 1978; Harvey, 1980; Schofield et Trojnar, 1980; Tam et Payson, 1986) associée à une mortalité sélective selon la taille (Frenette et Dodson, 1984) et à des problèmes au niveau de l'osmorégulation (Leivestad, 1982; Wood et McDonald, 1982; Mount et al., 1988a; Fryer et al., 1988) seraient les principaux facteurs mis en cause.

De plus, comme les concentrations en aluminium sont relativement élevées dans les lacs acides que nous avons étudiés ($\geq$ 200 µg/L), le potentiel de toxicité du métal, de même que les hautes teneurs en ions H^+, ne peuvent être ignorés. En effet, dans la région de Portneuf, Richard (1985) a démontré que les ombles de fontaine vivant en milieu acide présentaient, au niveau des branchies, des concentrations plus

élevées en aluminium que les individus des lacs non acides. Tel que mis en évidence chez les populations des lacs acides de la réserve des Laurentides (Moreau et al., 1984; Chevalier et al., 1985), l'aluminium induirait une hyperplasie des cellules épithéliales branchiales, ce qui limiterait le libre passage de l'eau et la diffusion de l'oxygène (Tietge et al., 1988) et diminuerait par le fait même la capacité respiratoire et la survie de l'espèce dans de tels milieux.

Les études effectuées sur neuf lacs de la région de Charlevoix ont également permis de cerner l'effet de l'acidité sur d'autres niveaux trophiques tels les plantes aquatiques et les organismes benthiques. Ainsi, l'augmentation de l'acidité des lacs entraîne une réduction de la diversité des plantes vasculaires (Paul et Richard, 1985). De plus, la sphaigne et les mousses ont envahi les lacs acides pour former dans ces milieux des tapis denses et épais qui peuvent recouvrir jusqu'à 80 pour cent du substrat. De concert avec l'acidité, ce phénomène pourrait accélérer la disparition des macrophytes car la sphaigne est connue pour sa capacité à absorber les cations essentiels à la production biologique. Par ce processus d'échange ionique, elle favorise l'augmentation de l'acidité du milieu (Grahn, 1977). De plus, la présence de massifs de sphaigne sur le substrat peut entraîner la réduction des échanges des éléments nutritifs entre les sédiments et l'eau, ce qui diminue d'autant plus la production biologique. En dernier lieu, les lits de sphaigne peuvent diminuer la qualité de l'habitat pour les poissons par un encombrement excessif des aires de reproduction.

Lors d'une étude effectuée sur certains lacs et leurs émissaires de la Z.E.C. (Zone d'exploitation contrôlée) des Martres, on a observé que l'acidité provoquait une diminution importante de la diversité chez les organismes benthiques (Richard, 1988). Sur les 50 taxons inventoriés, près de 40 pour cent ne sont plus recensés à pH 5,7 , tandis que 52 à 60 pour cent ne le sont plus à pH 5,0. Chez les insectes, les groupes dont la diversité diminue le plus avec l'acidité sont les éphémères, les trichoptères et les diptères. Quant aux plécoptères, ils représentent les insectes aquatiques les plus

résistants à l'acidité. Chez les organismes benthiques autres que les insectes, les pélécypodes et les gastéropodes sont les plus touchés, possiblement à cause de leur besoin élevé en carbonate de calcium (Okland, 1980a,b), qui est un élément peu abondant en milieu acide. Cet appauvrissement des communautés benthiques en milieu acide peut avoir comme conséquence une diminution importante des transferts d'énergie d'un maillon trophique à l'autre. En effet, ces organismes jouent un rôle majeur dans le recyclage de la matière organique (Anderson et Sedell, 1979; Short et Ward, 1980) et sont la principale source de nourriture pour les poissons.

Les relations entre l'acidité des lacs, les baisses de densité chez les populations d'omble de fontaine, la baisse de diversité chez les macrophytes et les organismes benthiques, de même que l'envahissement du milieu par les bryophytes et les thallophytes peuvent avoir des répercussions néfastes au niveau de l'exploitation des stocks par la pêche sportive. En effet, plusieurs lacs de la réserve des Laurentides (Richard, 1982) et de la région de Charlevoix (Z.E.C. des Martres) (Richard, 1986) se prêtent mal depuis quelques années à une exploitation rationnelle par la pêche sportive. Les principaux problèmes sont l'absence de captures, le faible poids de celles-ci, des rendements de pêche insuffisants et des fluctuations aberrantes du nombre de poissons capturés par les pêcheurs d'une année à l'autre. La comparaison de la qualité physico-chimique de ces milieux par rapport à des milieux témoins, c'est-à-dire des milieux où on n'observe aucun problème d'exploitation, démontre que le pH, l'alcalinité et la conductivité sont plus faibles alors que les concentrations en aluminium sont plus élevées. L'ensemble de ces résultats constitue une indication supplémentaire démontrant que l'acidité des lacs et leur sensibilité à l'acidification agissent sur la survie des poissons et empêchent une exploitation rationnelle de cette ressource faunique.

Pour obtenir un aperçu général de l'effet de l'acidité sur les poissons, les études se devaient de dépasser le cadre d'analyse des populations d'ombles de fontaine et, de ce fait, de considérer des

communautés piscicoles plus complexes, c'est-à-dire des communautés où plusieurs espèces vivent en association. Pour atteindre ce nouvel objectif, 17 lacs furent soumis en 1984 à des pêches expérimentales dans la région du Témiscamingue (Frenette, 1986), une des régions les plus fortement touchées par l'acidité anthropique (Dupont, 1988).

L'inventaire piscicole des 17 lacs révèle que les lacs acides (pH: 4,8-5,2) supportent deux fois moins d'espèces que les lacs non acides (pH: 5,9-7,0). Aussi, il existe des différences considérables dans la tolérance à l'acidité des différentes espèces. Les cyprinidés, à l'exception de la ouitouche (Semotilus corporalis) et du raseux de terre (Etheostoma nigrum), sont très abondants dans les lacs non acides mais sont absents dans les lacs acides. Le meunier noir (Catostomus commersoni) et le grand brochet (Esox lucius) seraient également sensibles à l'acidité. De fait, seule la perchaude (Perca flavescens) semble tolérer une gamme étendue de pH. L'analyse des structures d'âge des populations de perchaudes et de grands brochets révèle une faible représentativité des jeunes classes d'âge en milieu acide. Un échec de recrutement pourrait être à l'origine de ce phénomène. Enfin, l'acidité nuit à la productivité des écosystèmes aquatiques puisque la biomasse piscicole est 2,6 fois inférieure dans les lacs acides comparativement aux lacs non acides.

Depuis 1986, la nouvelle préoccupation du ministère est de quantifier, de façon plus systématique, l'ensemble des ressources piscicoles affectées par les apports acides. Ce programme permettra également d'évaluer les bénéfices environnementaux découlant du programme de réduction des émissions de SO_2 et de NO_x imposé par le gouvernement du Québec et celui des autres provinces du Canada.

Pour atteindre ces deux principaux objectifs, le ministère de l'Environnement du Québec, par l'entremise de la Direction des relevés aquatiques, a mis sur pied en 1986 un vaste réseau d'échantillonnage des populations piscicoles. Ce réseau, situé sur le Bouclier canadien, touche cinq grandes régions hydrographiques présentes au sud du 51° parallèle, soit l'Outaouais, la Mauricie, le Saguenay - Lac Saint-Jean,

la Côte-Nord et l'Abitibi. Initialement, le réseau prévoyait des pêches expérimentales quinquennales sur 80 lacs par bassin hydrographique et à raison d'un bassin visité chaque année jusqu'en 1990.

Présentement, 74 lacs ont déjà été échantillonnés dans l'Outaouais, 30 dans la Mauricie-Nord (Tremblay, 1989), 31 dans la Mauricie-Sud, 29 au Saguenay - Lac Saint-Jean et 44 sur la Côte-Nord. Le présent rapport traite uniquement des résultats obtenus pour la région de l'Outaouais. Au cours des mois et des années à venir, des rapports d'étude seront également réalisés pour chacune des autres régions.

De façon plus précise, ce document fait état de l'impact de l'acidité des milieux lacustres sur la tolérance à l'acidité, la densité, la diversité, les structures de taille et la biomasse des populations piscicoles de la région hydrograhique de l'Outaouais. L'effet de l'acidité a également été évalué selon les différents assemblages d'espèces. En plus de l'acidité, l'influence de plusieurs variables tant physico-chimiques que morphométriques a été considérée. Une attention particulière a été portée aux effets de l'acidité chez les populations vivant en eaux colorées. Nous avons également effectué des estimations de pertes de populations de poissons pour l'ensemble de la région hydrographique de l'Outaouais. En dernier lieu, ce rapport, ainsi que ceux qui suivront, servira de document de base afin d'évaluer dans les années futures les bénéfices environnementaux dont profiteront chacune des régions à la suite d'une réduction des apports acides.

CHAPITRE 1

DESCRIPTION DE L'AIRE D'ÉTUDE

1.1 SITUATION GÉOGRAPHIQUE

La zone d'étude correspond à la partie ouest de la région hydrographique de l'Outaouais (Figure 1.1). Délimitée par les coordonnées 46° 10'et 48° 15' de latitude nord et 76° 50' et 79° 45' de longitude ouest, elle occupe une superficie d'environ 40 000 km^2. Si l'on considère la dispersion post-glaciaire des poissons, les gradients climatiques, botaniques et géomorphologiques, le territoire à l'étude fait partie d'une seule et même région ichtyogéographique (Legendre et Legendre, 1984). Le grand brochet, le doré jaune (Stizostedion vitreum), le touladi (Salvelinus namaycush), le grand corégone (Coregonus clupeaformis), la ouitouche, le meunier noir et la perchaude caractérisent la faune ichtyologique de cette région.

1.2 CLIMATOLOGIE

La température moyenne annuelle varie de 2,5 à 5,0 °C selon un gradient nord-sud. Les précipitations moyennes annuelles sont de l'ordre de 1000 mm dont environ 25 pour cent se retrouvent sous forme de neige (Proulx et al., 1987). D'après les données du réseau d'échantillonnage des précipitations du Québec (R.E.P.Q.), le pH moyen annuel des précipitations était respectivement de 4,3 et de 4,4 unités en 1985 et 1986, avec des dépôts humides de sulfates de 22,0 et de 18,9 kg/ha/année. Ces données proviennent de la station Belleterre au Témiscamingue (Jacques et Grimard, 1987; Jacques et Boulet, 1988). Il faut souligner que ces dépôts de sulfates sont au-dessus de la norme optimale de 15 kg/ha/année proposée pour la protection des écosystèmes aquatiques (Dickson, 1986, in Henriksen et al., 1987).

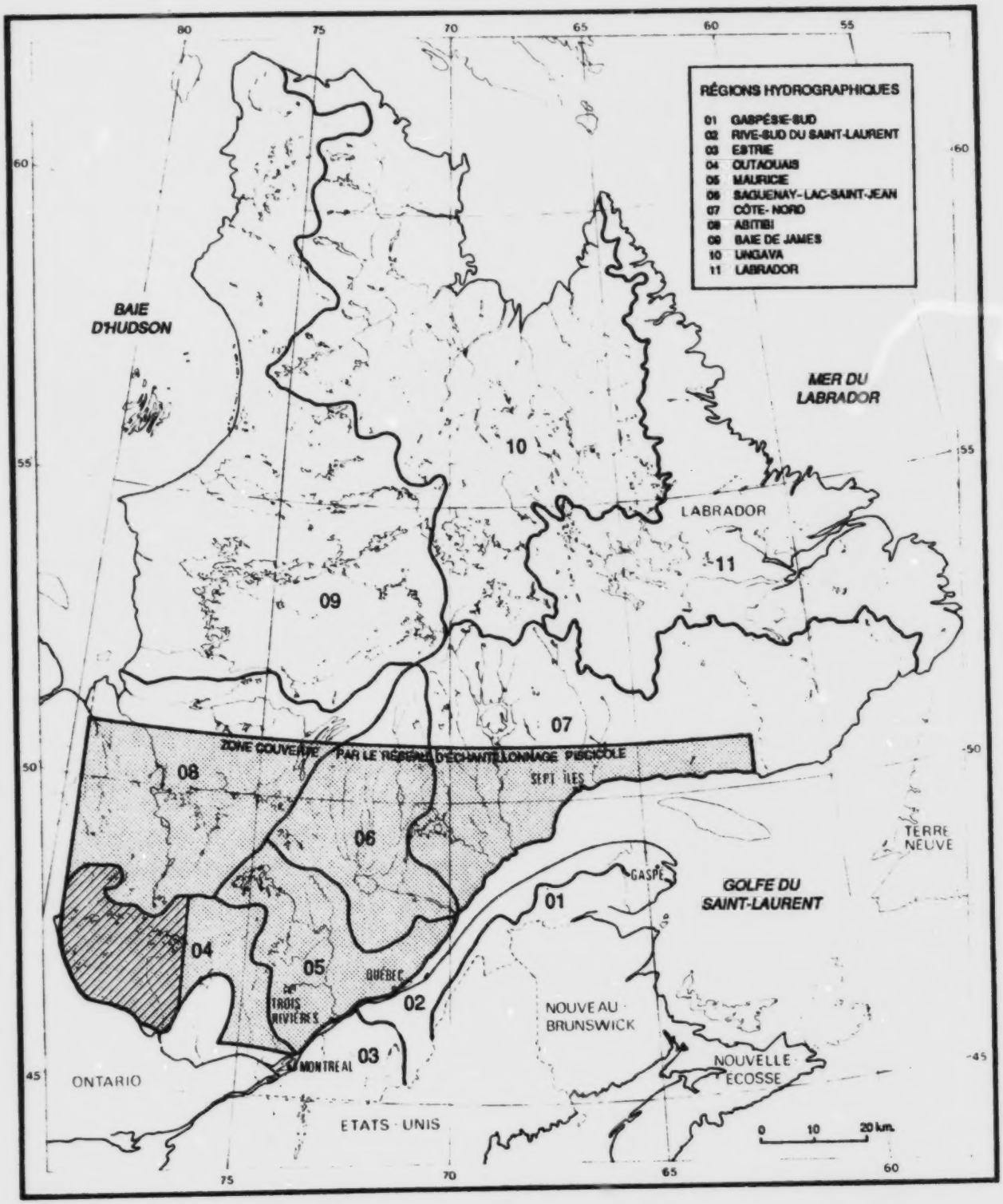


Figure 1.1. SITUATION GÉOGRAPHIQUE DE LA ZONE D'ÉTUDE DANS LA RÉGION HYDROGRAPHIQUE DE L'OUTAOUAIS (04).

1.3 GÉOLOGIE ET PÉDOLOGIE

La zone d'étude est entièrement située sur le Bouclier canadien et se caractérise par des roches ignées et métamorphiques tels le granite et le gneiss (Shilts et al., 1981). Les sols correspondent généralement à des podzols humo-ferriques orthiques développés sur tills minces ou à des sols organiques de types fibrisols ou mésisols (Clayton et al., 1978; Environnement Canada, 1980). Ces roches et ces sols génèrent une faible capacité à neutraliser la charge acide.

1.4 VÉGÉTATION FORESTIÈRE

Le territoire d'étude est composé principalement de deux grandes formations végétales. On retrouve au nord le domaine de la bétulaie jaune à sapin. Il s'agit d'une forêt de transition dominée par le bouleau blanc (Betula papyrifera). Le domaine de l'érablière à bouleau jaune caractérise le centre et le sud du territoire. Les principales espèces qu'on y retrouve sont l'érable à sucre (Acer saccharum), le bouleau jaune (Betula alleghaniensis), le hêtre à grandes feuilles (Fagus grandifolia), la pruche (Tsuga canadensis), le sapin beaumier (Abies balsamea), le peuplier faux-tremble (Populus tremuloides) et le bouleau blanc (Betula papyrifera). Le chêne rouge (Quercus rubra) est assez fréquent dans la partie la plus au sud (Grandtner, 1966; Thibault et Hotte, 1985).

CHAPITRE 2

MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 SÉLECTION DES LACS

Bien que le réseau pour évaluer l'effet de l'acidité sur les populations piscicoles ait été officiellement mis en place en 1986, l'échantillonnage ichtyologique sur le bassin hydrographique de l'Outaouais a débuté dès 1985. En effet, une campagne d'échantillonnage physico-chimique a été menée sur 115 lacs de ce territoire en avril de cette même année. À la suite de cet échantillonnage, 36 lacs ont été retenus pour l'étude des populations piscicoles. En mars 1986, une nouvelle campagne physico-chimique effectuée sur 317 lacs (Dupont, 1988) devait nous permettre d'ajouter 38 autres lacs pour l'étude des poissons.

Plusieurs critères de sélection ont été utilisés pour le choix de ces lacs. Tout d'abord, les lacs devaient être représentatifs de tous les niveaux d'acidité rencontrés sur le territoire. Ils devaient également être situés au-dessus de 300 mètres d'altitude. Cette précaution avait pour but d'éviter la présence d'argile lacustre à forte capacité de neutralisation (Shilts et al., 1981), déposée lors de l'épisode du lac proglaciaire Ojibway-Barlow (Tremblay, 1974). Les lacs devaient être libres de toute activité humaine apparente. Comme ils étaient pour la plupart accessibles par hydravion seulement, on peut présumer que la pression due à la pêche sportive devait être limitée. Les tourbières n'ont pas été considérées. Toutefois, les lacs devaient présenter une gamme étendue de valeurs en ce qui à trait à la couleur de l'eau,, et ce, afin de vérifier si les acides humiques ont un effet mitigateur sur l'acidité anthropique. En dernier lieu, les

lacs devaient faire partie de la même région ichtyogéographique (Legendre et Legendre, 1984) afin de faciliter les études comparatives des populations piscicoles.

La localisation des 74 lacs retenus est présentée à la figure 2.1 et leurs coordonnées géographiques à l'annexe 1.

2.2 ÉCHANTILLONNAGE ET ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES

Lors des deux campagnes d'échantillonnage physico-chimiques, tous les lacs étaient sous couvert de glace. À l'aide de bouteilles lestées, des échantillons intégrés des cinq premiers mètres de la colonne d'eau ont été prélevés à l'endroit estimé le plus profond. Lorsque la profondeur du lac, au point d'échantillonnage, était inférieure à cinq mètres, l'intégration avait lieu jusqu'à un mètre du fond. Tous les échantillons étaient acheminés au laboratoire du ministère de l'Environnement du Québec dans les 24 heures suivant leur prélevement.

La liste des paramètres analysés au laboratoire et leurs méthodes de dosage apparaissent au tableau 2.1.

Toutes les analyses statistiques de la présente étude ont été effectuées à l'aide du logiciel SAS (1982).

2.3 ÉCHANTILLONNAGE ICHTYOLOGIQUE

En 1985, l'échantillonnage ichtyologique s'est déroulé du 4 juin au 27 juin et, en 1986, du 28 mai au 20 juin. Compte tenu du nombre de lacs visités, cette période d'échantillonnage est relativement courte et permet de minimiser les variations temporelles. Pour chacun des lacs, les spécimens ont été capturés à l'aide de quatre filets

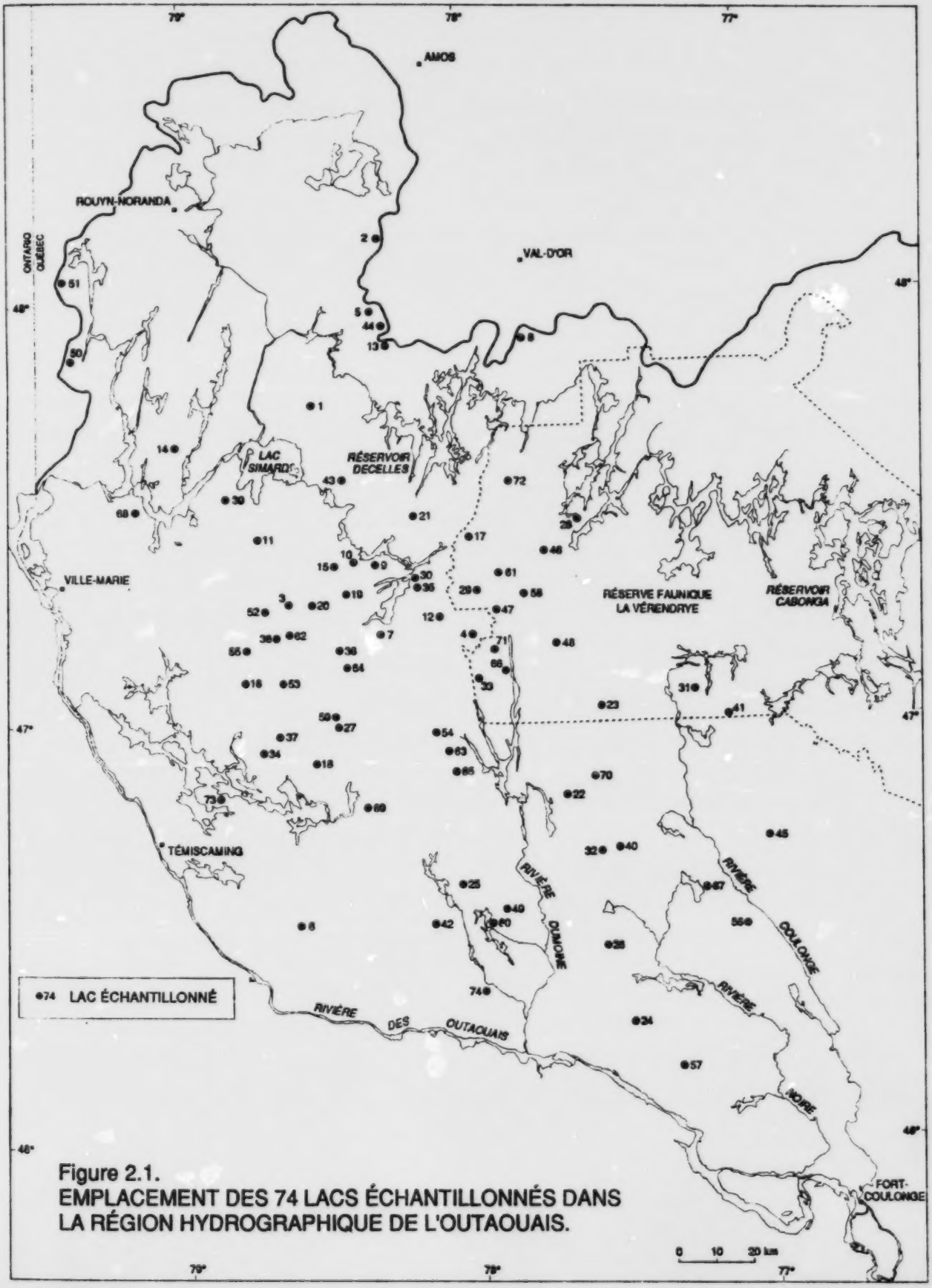


Figure 2.1.
EMPLACEMENT DES 74 LACS ÉCHANTILLONNÉS DANS LA RÉGION HYDROGRAPHIQUE DE L'OUTAOUAIS.

TABLEAU 2.1 Liste des paramètres physico-chimiques et des méthodes d'analyse (Laboratoire du ministère de l'Environnement du Québec).

PARAMÈTRE	UNITÉ	MÉTHODE ANALYTIQUE	SEUIL DE DÉTECTION
pH	unité pH	Électrométrie	0,1
Acides forts	µéq/L	Titration conductivimétrique à l'hydroxyde de sodium	2
Alcalinité	mg/L	Titration conductivimétrique à l'acide nitrique	0,1
Sulfates	mg/L	Spectrophotométrie	0,5
Couleur vraie	Hazen	Spectrophotométrie	0,1
Conductivité	mg/L	Électrométrie	0,1
NO_3 + NO_2	mg/L	Spectrophotométrie	0,02
NH_4	mg/L	Spectrophotométrie	0,02
Ca	mg/L	Spectrométrie au plasma d'argon[1]	0,1
Mg	mg/L	Spectrométrie au plasma d'argon[1]	0,1
Na	mg/L	Spectrométrie au plasma d'argon[1]	0,1
K	mg/L	Spectrométrie au plasma d'argon[1]	0,1
Cl	mg/L	Titration conductivimétrique au nitrate de mercure	0,1
Fe	mg/L	Spectrométrie au plasma d'argon[1]	0,01
Mn	mg/L	Spectrométrie au plasma d'argon[1]	0,01
Aluminium filtré	mg/L	Spectrométrie au plasma d'argon[1]	0,01
Carbone inorganique dissous	mg/L	irradiation UV et conductivimétrie[2]	0,1
Carbone organique dissous	mg/L	irradiation UV et conductivimétrie	0,1

1. Les échantillons prélevés en 1985 ont été analysés par absorption atomique
2. Les échantillons prélevés en 1985 ont été analysés par dégazage au courant d'argon et conductivimétrie

maillants expérimentaux de 68,6 mètres de longueur et de 1,8 mètres de hauteur. Chaque filet était composé de neuf panneaux de maille de 25, 38, 51, 63, 76, 89, 107, 127 et 152 mm (mailles étirées). En plus des filets, quatre trappes à alevins en plexiglass (Breder, 1960, in Bagenal et Braum, 1978) et quatre nasses à ménés appâtées avec du pain ont été utilisées pour la récolte des individus de petite taille. Les filets étaient disposés perpendiculairement au rivage sur la zone littorale aux endroits jugés les plus propices. Quant aux trappes et aux nasses, elles étaient installées à proximité des filets dans 0,5 à un mètre d'eau. Tous les engins étaient actifs la nuit pendant une durée minimale de 16 heures. Le tableau 2.2 résume l'effort de pêche pour chacun des lacs et pour chacun des engins.

Tous les poissons capturés ont été identifiés à l'espèce, pesés au dixième de gramme et mesurés au millimètre près. Les données brutes des pêches expérimentales sont présentées dans un rapport d'annexes (Tremblay et Richard, 1990).

Les résultats des captures sont présentés en termes de densité, de richesse spécifique, de structure de taille et de biomasse. La densité exprime le nombre de prises par unité d'effort (PUE), l'unité d'effort étant définie comme l'action d'un engin de pêche durant douze heures. La richesse spécifique fait référence au nombre d'espèces récoltées et ne peut être comparée aux indices de diversité qui tiennent compte à la fois du nombre d'espèces échantillonnées et de l'équitabilité de leur répartition (Frontier, 1983). Comme ces indices sont souvent complexes et ambigus (Green et Vascotto, 1978), le décompte du nombre d'espèces s'avère plus simple et souvent aussi informatif. La biomasse est présentée en terme de biomasse prélevée par unité d'effort (BUE). Elle traduit le poids total des poissons d'une population obtenu par engin de pêche durant douze heures.

TABLEAU 2.2 Échantillonnage ichtyologique de 74 lacs de la région hydrographique de l'Outaouais

NUMÉRO DE LAC	pH (unité)	DATE D'ÉCHANTILLONNAGE	EFFORT TOTAL PAR TYPE D'ENGIN DE PÊCHE (heure)		
			Filet	Nasse	Trappe
1	4,5	25,26/06/85	84,9 (4)	84,9 (4)	84,9 (4)
2	4,7	11,12/06/86	78,0 (4)	78,0 (4)	78,0 (4)
3	4,8	14,15/06/85	76,0 (4)	76,0 (4)	76,0 (4)
4	4,9	08,09/06/85	75,0 (4)	75,0 (4)	75,0 (4)
5	4,9	12,13/06/86	87,5 (4)	87,5 (4)	87,5 (4)
6	5,0	29/30/05/86	81,3 (4)	81,3 (4)	81,3 (4)
7	5,0	03,04/06/86	86,3 (4)	86,3 (4)	86,3 (4)
8	5,0	15,16/06/86	85,3 (4)	85,3 (4)	85,3 (4)
9	5,0	17,18/06/86	82,3 (4)	82,3 (4)	82,3 (4)
10	5,0	18,19/06/85	82,1 (4)	82,1 (4)	82,1 (4)
11	5,1	05,06/06/86	85,8 (4)	85,8 (4)	85,8 (4)
12	5,1	09,10/06/86	82,8 (4)	82,8 (4)	82,8 (4)
13	5,1	14,15/06/86	86,8 (4)	86,8 (4)	86,8 (4)
14	5,2	07,08/06/86	78,3 (4)	78,3 (4)	78,3 (4)
15	5,2	04,05/06/86	86,7 (4)	86,7 (4)	86,7 (4)
16	5,2	10,11/06/85	84,8 (4)	84,8 (4)	84,8 (4)
17	5,3	10,11/06/86	85,0 (4)	85,0 (4)	85,0 (4)
18	5,3	04,05/06/85	96,0 (4)	96,0 (4)	96,0 (4)
19	5,3	19,20/06/85	70,2 (4)	70,2 (4)	70,2 (4)
20	5,3	13,14/06/85	88,1 (4)	88,1 (4)	88,1 (4)
21	5,3	18,19/06/85	91,1 (4)	91,1 (4)	91,1 (4)
22	5,3	07,08/06/85	77,9 (4)	77,9 (4)	77,9 (4)
23	5,4	02,03/06/86	80,0 (4)	80,0 (4)	80,0 (4)
24	5,4	31/05,01/06/86	89,3 (4)	89,3 (4)	89,3 (4)
25	5,5	28,29/05/86	72,0 (4)	72,0 (4)	72,0 (4)
26	5,5	30/31/05/86	76,0 (4)	76,0 (4)	76,0 (4)
27	5,5	12,13/06/86	79,0 (4)	79,0 (4)	79,0 (4)
28	5,5	11,12/06/86	81,3 (4)	81,3 (4)	81,3 (4)
29	5,5	15,16/06/85	83,1 (4)	83,1 (4)	83,1 (4)
30	5,5	19,20/06/85	78,6 (4)	78,6 (4)	78,6 (4)
31	5,6	03,04/06/86	80,0 (4)	80,0 (4)	80,0 (4)
32	5,6	30,31/05/86	91,5 (4)	91,5 (4)	91,5 (4)
33	5,6	14,15/06/86	78,8 (4)	78,8 (4)	78,8 (4)
34	5,6	24,25/06/85	75,2 (4)	75,2 (4)	75,2 (4)
35	5,6	20,21/06/85	84,7 (4)	84,7 (4)	84,7 (4)
36	5,6	26,27/06/85	80,6 (4)	80,6 (4)	80,6 (4)
37	5,6	09,10/06/85	83,3 (4)	83,3 (4)	83,3 (4)
38	5,6	12,13/06/85	76,2 (4)	76,2 (4)	76,2 (4)
39	5,6	20,21/06/85	89,3 (4)	89,3 (4)	89,3 (4)
40	5,6	08,09/06/85	84,8 (4)	84,8 (4)	84,8 (4)
41	5,7	04,05/06/86	86,0 (4)	86,0 (4)	86,0 (4)
42	5,7	28,29/05/86	70,8 (4)	70,8 (4)	70,8 (4)
43	5,7	16,17/06/86	76,3 (4)	76,3 (4)	76,3 (4)
44	5,7	13,14/06/86	88,0 (4)	88,0 (4)	88,0 (4)
45	5,8	13,14/06/86	76,0 (4)	76,0 (4)	76,0 (4)
46	5,8	07,08/06/86	81,8 (4)	81,8 (4)	81,8 (4)
47	5,9	15,16/06/86	83,0 (4)	83,0 (4)	83,0 (4)
48	5,9	05,06/06/86	78,8 (4)	78,8 (4)	78,8 (4)
49	5,9	29,30/05/86	87,0 (4)	87,0 (4)	87,0 (4)
50	5,9	09,10/06/86	83,5 (4)	83,5 (4)	83,5 (4)
51	6,0	10,11/06/86	73,0 (4)	73,0 (4)	73,0 (4)
52	6,0	14,15/06/85	89,7 (4)	89,7 (4)	89,7 (4)
53	6,0	09,10/06/85	83,5 (4)	83,5 (4)	83,5 (4)
54	6,0	25,26/06/85	81,1 (4)	81,1 (4)	81,1 (4)
55	6,0	12,13/06/85	77,2 (4)	77,2 (4)	77,2 (4)
56	6,1	01,02/06/86	78,9 (4)	78,9 (4)	78,9 (4)
57	6,1	19,20/06/86	77,0 (4)	77,0 (4)	77,0 (4)
58	6,1	16,17/06/85	85,0 (4)	85,0 (4)	85,0 (4)
59	6,1	09,10/06/85	78,4 (4)	78,4 (4)	78,4 (4)
60	6,1	08,09/06/85	80,2 (4)	80,2 (4)	80,2 (4)
61	6,1	15,16/06/85	88,6 (4)	88,6 (4)	88,6 (4)
62	6,1	13,14/06/85	88,8 (4)	88,8 (4)	88,8 (4)
63	6,2	02,03/06/86	72,5 (4)	72,5 (4)	72,5 (4)
64	6,2	06,07/06/85	80,3 (4)	80,3 (4)	80,3 (4)
65	6,2	17,18/06/85	83,3 (4)	83,3 (4)	83,3 (4)
66	6,2	24,25/06/85	78,0 (4)	78,0 (4)	78,0 (4)
67	6,4	31/05,01/06/86	82,3 (4)	82,3 (4)	82,3 (4)
68	6,5	08,09/06/86	83,0 (4)	83,0 (4)	83,0 (4)
69	6,5	05,06/06/85	73,7 (4)	73,7 (4)	73,7 (4)
70	6,5	07,08/06/85	86,0 (4)	86,0 (4)	86,0 (4)
71	6,5	16,17/06/85	71,8 (4)	71,8 (4)	71,8 (4)
72	6,5	17,18/06/85	82,5 (4)	82,5 (4)	82,5 (4)
73	6,5	04,05/06/85	72,0 (4)	72,0 (4)	72,0 (4)
74	6,6	26,27/06/85	82,8 (4)	82,8 (4)	82,8 (4)

( ): Nombre d'engins de pêche utilisés

Les PUE et les BUE ont été calculées pour chaque type d'engin de pêche. Les PUE et les BUE totales sont donc respectivement égales à la somme des PUE et BUE calculées pour chaque type d'engin de pêche par lac.

Le nombre total de captures et de prises par unité d'effort pour chacune des espèces et pour l'ensemble des engins de pêche est présenté à l'annexe 2. Quant aux biomasses, elles sont présentées à l'annexe 3.

CHAPITRE 3

RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 PHYSICO-CHIMIE ET MORPHOMÉTRIE DES LACS

Comme l'indique le tableau 3.1, les 74 lacs échantillonnés pour l'étude des populations piscicoles présentent une faible superficie avec une valeur moyenne de 70,1 ± 29,5 hectares. La profondeur moyenne est de 5,1 ± 2,9 mètres.

L'acidité des lacs varie entre 4,5 et 6,6 unités de pH. Pour tous les lacs, à l'exception du lac 68, l'alcalinité est inférieure à 200 µéq/L. Sous ce seuil, les lacs peuvent être considérés comme modérément à extrêmement sensibles à l'acidification (O.M.E., 1979; Altshuller et McBean, 1980). De plus, pour les lacs les plus acides (pH $\leq$ 5,0), l'alcalinité bicarbonate est dans la plupart des cas épuisée ($\leq$ 2 µéq/L). Ces lacs présentent même un excès d'acidité. Les plans d'eau sont également faiblement minéralisés. Dans plus de 75 pour cent des lacs, la conductivité est inférieure à 30 µS/cm, indice supplémentaire de milieux extrêmement vulnérables à l'acidification (Thompson et Elder, 1979).

Les concentrations en calcium sont habituellement en deçà de 100 µéq/L dans les lacs dont le pH est inférieur ou égal à 5,5. En milieu acide et à de telles concentrations, la survie des poissons peut être menacée. En effet, le calcium agit comme antagoniste au stress acide en favorisant la régulation osmotique par une meilleure rétention des ions Na^+ et Cl^- (Leivestad, 1982; Wood et McDonald, 1982). En milieu naturel, tel que revu par Brown (1982), plusieurs études ont démontré que le pourcentage de lacs sans poissons pour un même niveau de pH est toujours plus élevé pour des lacs à faible teneur en calcium

TABLEAU 3.1 Caractéristiques physico-chimiques et morphométriques de 74 lacs du bassin hydrographique de l'Outaouais

NUMÉRO DE LAC	pH (unités)	Alcalinité[1] (µéq/L)	Conductivité (µS/cm)	Calcium (µéq/L)	Magnésium (µéq/L)	Sulfates (µéq/L)	Aluminium filtré (µéq/L)	Couleur (HAZEN)	Profondeur moyenne (m)	Superficie (ha)
1	4,5	-31,0	34,0	70,0	41,1	177,0	280	10	2,8	138,1
2	4,7	-26,0	33,8	109,8	57,6	135,3	450	74	3,1	70,7
3	4,8	-13,0	27,5	89,8	41,1	135,3	70	7	8,0	81,7
4	4,9	-14,0	29,7	124,8	57,6	93,7	340	120	2,2	38,9
5	4,9	-14,0	29,5	84,8	49,3	156,2	340	32	5,1	112,6
6	5,0	-9,0	23,6	84,8	41,1	104,1	240	39	7,2	50,6
7	5,0	-10,0	25,5	89,8	49,3	104,1	320	100	2,1	38,9
8	5,0	35,9	25,5	94,8	49,3	72,9	300	114	1,8	28,1
9	5,0	-11,0	25,5	89,8	41,1	93,7	220	38	4,4	82,3
10	5,0	-12,0	25,9	79,8	41,1	114,5	230	28	4,6	113,2
11	5,1	21,9	24,0	104,8	41,1	124,9	200	54	3,9	105,9
12	5,1	-9,0	24,0	99,8	49,3	104,1	200	46	6,8	58,3
13	5,1	-5,0	33,5	109,8	65,8	218,6	280	35	2,9	21,4
14	5,2	34,3	36,5	139,7	82,2	156,2	350	67	3,3	62,8
15	5,2	-4,0	22,8	79,8	41,1	83,3	190	35	2,4	51,1
16	5,2	22,3	26,0	109,8	49,3	156,2	140	20	11,0	78,2
17	5,3	33,0	21,0	89,8	41,1	93,7	140	37	1,6	63,8
18	5,3	23,0	21,5	89,8	41,1	124,9	40	4	6,3	84,0
19	5,3	19,0	24,3	99,8	41,1	145,7	120	14	6,2	60,6
20	5,3	9,0	22,5	84,8	41,1	104,1	140	16	6,8	37,6
21	5,3	23,0	26,3	104,8	49,3	145,7	130	20	4,1	54,6
22	5,3	21,0	25,2	104,8	49,3	145,7	110	16	4,2	80,1
23	5,3	31,0	21,2	89,8	41,1	93,7	190	39	2,1	61,8
24	5,4	29,9	24,5	119,8	49,3	124,9	130	39	4,2	44,1
25	5,4	33,1	23,7	99,8	41,1	93,7	150	56	4,6	23,8
26	5,5	35,1	26,7	124,8	57,6	114,5	200	50	3,6	80,8
27	5,5	37,1	30,9	139,7	65,8	156,2	150	48	6,2	56,3
28	5,5	29,1	25,4	94,8	65,8	124,9	130	42	6,2	79,1
29	5,5	23,1	23,0	89,8	49,3	114,5	120	19	3,9	82,3
30	5,5	23,1	24,3	89,8	49,3	135,3	110	18	4,3	53,0
31	5,6	30,5	22,0	94,8	49,3	104,1	130	51	3,8	104,2
32	5,6	30,5	27,5	124,8	57,6	145,7	200	49	4,9	91,1
33	5,6	46,5	34,3	149,7	74,0	177,0	200	45	3,6	38,3
34	5,6	26,5	23,6	109,8	41,1	124,9	50	11	7,8	79,6
35	5,6	28,5	23,8	89,8	49,3	135,3	60	8	2,6	78,1
36	5,6	32,5	28,4	114,8	57,6	177,0	60	8	4,2	56,3
37	5,6	22,5	25,9	114,8	49,3	166,6	40	6	6,5	62,4
38	5,6	18,5	24,3	99,8	49,3	166,6	40	5	10,6	74,3
39	5,6	30,5	27,4	109,8	74,0	124,9	50	24	3,6	61,2
40	5,6	26,5	26,6	119,8	49,3	156,2	120	24	10,0	53,1
41	5,7	34,0	26,3	109,8	49,3	135,3	150	35	2,6	80,4
42	5,7	84,0	29,2	139,7	49,3	104,1	160	42	3,5	24,1
43	5,7	48,0	28,6	159,7	49,3	145,7	150	29	2,9	55,1
44	5,7	106,0	53,0	199,6	139,8	229,0	320	84	1,0	23,2
45	5,7	33,6	24,5	119,8	41,1	114,5	120	33	4,8	77,3
46	5,8	33,6	25,1	109,8	57,6	114,5	150	35	5,8	113,3
47	5,8	97,2	35,3	139,7	90,5	124,9	110	36	3,6	191,5
48	5,9	53,2	29,3	134,7	57,6	135,3	190	37	3,4	70,8
49	5,9	67,2	28,7	114,8	41,1	83,2	170	51	1,4	110,5
50	5,9	125,2	42,0	204,6	139,8	114,5	330	125	1,7	35,2
51	6,0	61,0	43,4	189,6	106,9	239,4	150	35	3,1	37,4
52	6,0	81,0	28,9	124,8	65,8	124,9	50	24	2,6	61,1
53	6,0	35,0	31,4	144,7	65,8	208,1	30	3	15,3	84,2
54	6,0	43,0	26,6	124,8	57,6	135,3	50	25	6,1	66,1
55	6,0	35,0	21,8	89,8	49,3	114,5	50	11	6,8	72,0
56	6,1	54,8	28,2	129,7	74,0	135,3	80	31	3,5	29,9
57	6,1	112,8	33,0	174,7	74,0	114,5	80	39	2,6	39,1
58	6,1	42,8	23,9	119,8	49,3	104,1	60	18	6,2	63,3
59	6,1	68,8	32,4	154,7	65,8	156,2	50	21	---	---
60	6,1	48,8	26,7	119,8	57,6	124,9	40	15	4,4	103,6
61	6,1	58,8	25,7	104,8	57,6	104,1	70	19	4,0	65,4
62	6,1	34,8	24,9	99,8	65,8	156,2	<20	6	6,9	77,6
63	6,2	58,6	28,5	129,7	57,6	124,9	40	30	7,5	62,5
64	6,2	50,6	25,1	109,8	49,3	135,3	<20	5	5,2	75,1
65	6,2	54,6	25,5	124,8	41,1	124,9	50	13	4,6	111,4
66	6,2	48,6	27,5	129,7	57,6	187,4	20	5	7,9	51,3
67	6,4	104,3	35,5	194,6	82,2	145,7	70	32	3,5	62,5
68	6,5	320,2	62,0	304,4	197,4	156,2	180	59	2,3	53,8
69	6,5	80,3	29,8	139,7	57,6	135,3	<20	6	8,3	92,2
70	6,5	78,3	28,4	134,7	57,6	145,7	<20	6	9,2	118,2
71	6,5	106,3	36,8	179,6	98,7	166,6	110	25	14,1	52,9
72	6,5	86,3	29,5	139,7	57,6	145,7	<20	6	10,8	90,3
73	6,5	128,2	44,2	204,6	90,5	187,4	<20	12	7,0	66,6
74	6,6	120,2	35,1	174,7	74,0	156,2	<20	12	6,5	109,5

--- Donnée manquante

1: Les concentrations d'alcalinité ≤ à 2 µéq/L ont été remplacées par les concentrations d'acides forts (µéq/L).

comparativement à ceux à plus forte teneur. En laboratoire, des études récentes confirment également l'importance du calcium sur le taux de survie des poissons (Mount et al., 1988ab).

Les concentrations en aluminium filtré sont également plus élevées en milieux acides. Les concentrations sont souvent supérieures à 200 et même 300 µg/L, seuils au-dessus desquels le métal est reconnu comme potentiellement toxique pour la faune aquatique (Schofield et Trojnar, 1980; Rosseland et al., 1986; Walker et al., 1988; Tietge et al., 1988; Wood et al., 1988). On ne peut toutefois ignorer la spéciation du métal pour juger de sa toxicité. L'aluminium libre est la forme la plus toxique tandis que l'aluminium complexé à la matière organique l'est beaucoup moins (Driscoll et al., 1980; Baker et Schofield, 1980; Karlsson-Norrgren et al., 1986). Dans le cadre de la présente étude, une partie de l'aluminium pourrait être fixée à la matière organique puisqu'on observe une corrélation positive entre la concentration du métal et la couleur de l'eau (r de Pearson= 0,78, $P \leq 0,01$).

Les concentrations en sulfates dans les lacs permettent de juger du degré d'agression généré par les précipitations acides. En appliquant le modèle de Wright (1983), Dupont (1988) considère que les concentrations naturelles en sulfates pour les lacs de l'Outaouais seraient de l'ordre de 17 à 60 µéq/L. Comme les valeurs enregistrées sont nettement supérieures à ces dernières, la grande majorité des lacs échantillonnés seraient fortement agressés par les retombées acides. Cependant, comme plus de la moitié des lacs choisis sont relativement colorés ($\geq$ 30 Hazen), les acides organiques peuvent contribuer en partie à l'acidité des plans d'eau. À l'aide du nomogramme de classification élaboré par Dupont (1988) et présenté à la figure 3.1, on peut évaluer dans une certaine mesure la contribution relative à l'acidité des anions organiques et des anions sulfates. Un lac non agressé par les retombées de polluants aéroportés et dont la contribution géologique en SO_4^{2-} est minime, devrait présenter une dominance en anions bicarbonates ou en anions organiques. Or, exception faite de quatre lacs, les anions sulfates dominent à plus de

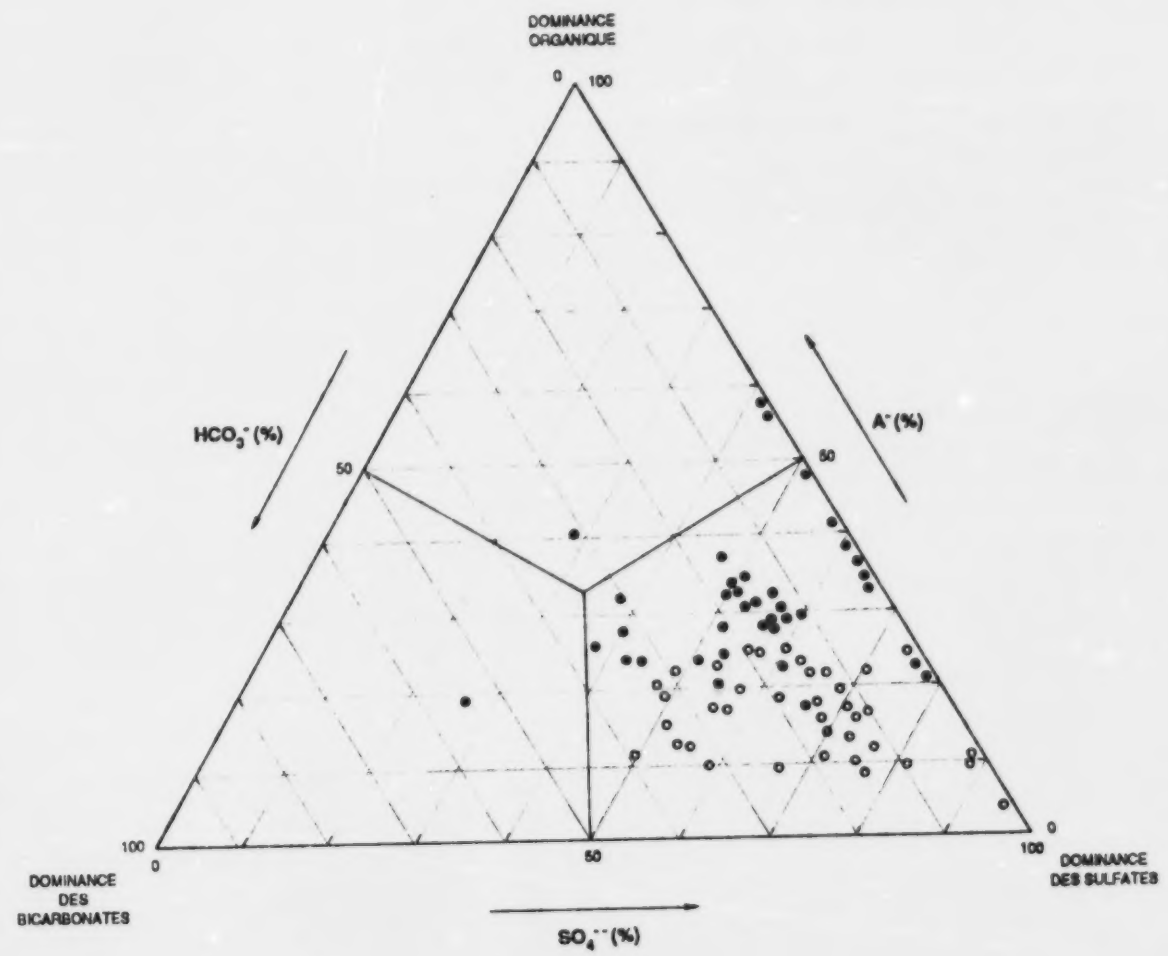


Figure 3.1. DOMINANCE ANIONIQUE DES 74 LACS ÉCHANTILLONNÉS DANS LA RÉGION HYDROGRAPHIQUE DE L'OUTAOUAIS.

50 pour cent par rapport aux anions organiques ou aux anions bicarbonates et ceci indépendamment de la couleur de l'eau. Cette analyse confirme une fois de plus que l'acidité est principalement d'origine atmosphérique.

3.2 DIVERSITÉ SPÉCIFIQUE

3.2.1 Relations avec les principales variables abiotiques

L'inventaire des populations piscicoles des 74 lacs de la région hydrographique de l'Outaouais montre que la diversité spécifique est influencée par plusieurs variables physico-chimiques et morphométriques (Tableau 3.2). Le nombre d'espèces diminue significativement en fonction d'une baisse de pH (Figure 3.2) (r de Pearson = 0,59, $P \leq 0,001$). D'autres travaux ont également démontré que l'augmentation de l'acidité entraînait une réduction de la diversité spécifique. Ainsi, Harvey (1975) a trouvé une forte corrélation entre le nombre d'espèces de poissons et le pH de 66 lacs des Monts LaCloche. De même, Frenette (1986) a démontré que la diversité spécifique observée pour 17 lacs du Témiscamingue est dépendante du niveau d'acidité rencontré. Selon Rapport et al. (1985), la diminution de la diversité spécifique s'avère l'un des signes les plus caractéristiques d'un écosystème stressé.

Il est démontré dans la littérature que les effets d'une baisse rapide de pH (fonte printanière, fortes pluies) simulés en laboratoire, peuvent causer la mort des poissons en quelques heures (Wood, 1989). Lors d'une augmentation rapide de l'acidité, on assiste à une perte importante chez le poisson des ions Na^+ et Cl^-. Cela entraîne des perturbations au niveau du volume sanguin et provoque ultimement une défaillance circulatoire. Contrairement à ce qu'on observe en milieu naturel, une exposition chronique à des pH sous-léthaux (4,6-6,0) n'induit généralement pas une toxicité aiguë, mais n'agit pas moins sur les populations de poissons. Les effets rapportés chez les salmonidés

Tableau 3.2 Équations de régression entre le nombre d'espèces et les principales variables physico-chimiques et morphométriques (région hydrographique de l'Outaouais, 1985-1986).

Régressions simples	n	r	P
nb_esp[1] = -8,17 + 2,21 (pH)	74	0,59	≤ 0,001
nb_esp= 3,37 + 0,02 [alcalinité]	74	0,59	≤ 0,001
nb_esp= 1,12 + 0,03 [Ca^{++}]	74	0,53	≤ 0,001
nb_esp= 13,45 - 0,03 (altitude)	73	-0,44	≤ 0,001
nb_esp= 5,28 - 0,01 [aluminium filtré]	74	-0,37	≤ 0,001
Régression multiple	**n**	**r**	**P**
nb_esp= -0,35 + 1,85 (pH) -0,02 (altitude)	73	0,64	≤ 0,001

1 nb_esp: nombre d'espèces piscicoles

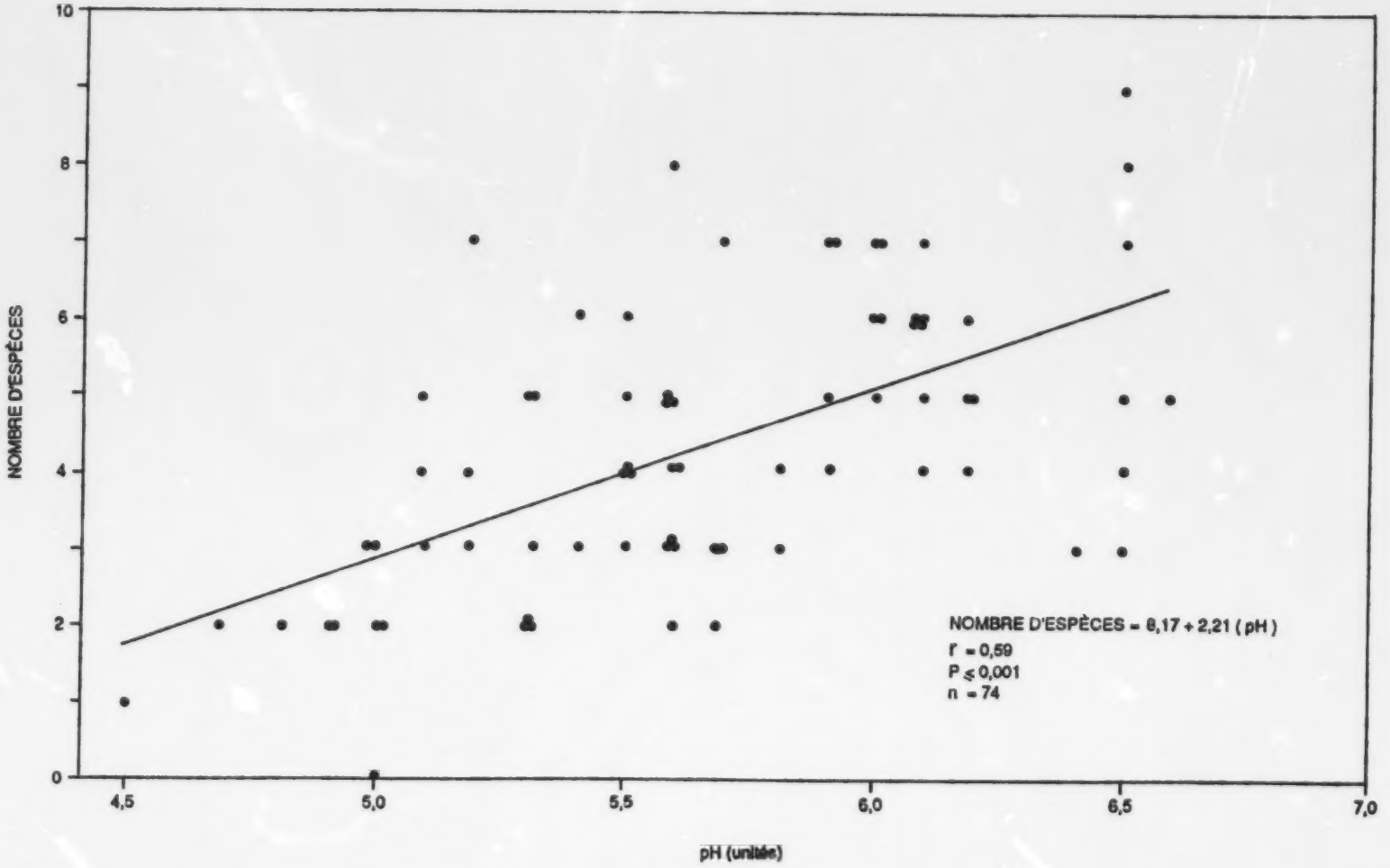


Figure 3.2. RELATION ENTRE LE NOMBRE D'ESPÈCES PISCICOLES ET LE pH DANS 74 LACS DE LA RÉGION HYDROGRAPHIQUE DE L'OUTAOUAIS

consistent en un développement et en une croissance retardés, une activité réduite de l'ATPase branchiale et une défaillance des fonctions osmorégulatoires (revue par Wood, 1989).

À l'instar du pH, une réduction de l'alcalinité provoque une baisse significative de la diversité (r de Pearson = 0,59, $P \leq 0,001$) (Annexe 3.2.1). Comme plus de 61 pour cent des lacs ont une alcalinité inférieure à 40 µéq/L (Tableau 3.1), niveau d'extrême sensibilité à l'acidification (Beggs et Gunn, 1986), et que les dépôts humides moyens annuels de SO_4 sont élevés (24 kg/ha/an) sur le territoire (Dupont, 1988), les populations de poissons de la région de l'Outaouais sont considérées comme des populations vulnérables à l'acidification.

Pour l'Outaouais, la diminution du nombre d'espèces semble également dépendante d'une baisse de la concentration de Ca^{++} ($r = 0,53$, $P \leq 0,001$) (Annexe 3.2.1). Plusieurs études ont souligné l'effet protecteur du Ca^{++} pour les poissons en présence de conditions toxiques d'acidité (revue par Wood, 1989). À la suite d'un inventaire de 700 lacs réalisé en Norvège, Wright et Snekvik (1978) ont indiqué que la concentration de Ca^{++} lacustre est pour le moins aussi importante que le pH pour déterminer l'état des populations de poissons. Dans Charlevoix, la disparition de populations d'omble de fontaine s'est produite dans les lacs où la concentration en Ca^{++} est inférieure à 50 µéq/L (Frenette et al., 1986).

Henderson (1985) indique que chaque espèce de poissons est limitée par un ou deux facteurs physico-chimiques. Ainsi, selon l'espèce, le calcium pourrait s'avérer le facteur limitant et pour d'autres, le pH. À la lumière des précédents résultats, on peut supposer que ces deux variables interagissent sur la survie des 25 espèces recensées dans notre étude.

La baisse du nombre d'espèces est aussi liée à l'augmentation de l'altitude ($r = -0,44$, $P \leq 0,001$) (Annexe 3.2.1). D'ailleurs, cette variable semble importante puisqu'elle est, avec le pH, une des variables explicatives du meilleur modèle prévisionnel du nombre d'espèces ($r=0,64$, $P \leq 0,001$) telle que démontrée par l'analyse des régressions

multiples (anglais: stepwise regression) (SAS, 1982). En considérant l'approche zoogéographique, il appert que le nombre d'espèces diminue à mesure que l'on se dirige vers la tête des eaux (Underhill, 1986). De fait, les obstacles naturels, augmentant avec l'altitude, vont limiter la colonisation vers l'amont des espèces possédant de plus faibles capacités natatoires. De plus, la qualité de l'eau en altitude pourrait influencer la colonisation de certaines espèces. À haute altitude, les lacs de la région hydrographique de l'Outaouais sont faiblement minéralisés (Dupont, 1988). La plus faible épaisseur des sols et le relief plus accentué ont pour conséquence de réduire le temps de contact entre l'eau qui s'écoule et les minéraux contenus dans les dépôts de surface. Kelso et Jeffries (1988) ont également souligné l'effet de l'altitude sur la diversité spécifique. À la suite d'une étude de 54 lacs du centre-ouest de l'Ontario, ils concluent que le maintien de populations de poissons dans les lacs de tête, soumis aux phénomènes d'acidification, peut être éphémère puisque les conditions physico-chimiques nécessaires à la reproduction sont marginales dans plusieurs lacs.

L'augmentation de la concentration d'aluminium filtré entraîne une diminution significative du nombre d'espèces ($r = -0,37$, $P \leq 0,001$) (Annexe 3.2.1). Pour 17 lacs du Témiscamingue, Frenette (1986) a noté une relation entre le nombre d'espèces et la concentration d'aluminium filtré. En regard de la problématique des précipitations acides, ces résultats se doivent d'être soulignés puisque, d'après Brown et Sadler (1989), aucune étude mettant en relation les communautés piscicoles et la concentration d'aluminium lacustre n'a été publiée à ce jour.

Plusieurs auteurs ont documenté l'effet toxique de l'aluminium en conditions acides chez le poisson (Schofield et Trojnar, 1980; Booth et al., 1988; McDonald et Milligan, 1988; Neville et Campbell, 1988; McCormick et al., 1989; Holtze et Hutchinson, 1989). En milieu lacustre, la solubilité et la biodisponibilité de l'aluminium nécessitent des conditions physico-chimiques particulières qui rendent la chimie de ce métal très complexe (Driscoll et al., 1980; Campbell et Stokes, 1985). De même, plusieurs mécanismes physiologiques engendrés par la toxicité de l'aluminium chez le poisson sont encore inconnus

(Booth et al., 1988). De façon générale, on s'accorde sur le fait que le mécanisme de toxicité primaire consiste en la dysfonction de la régulation osmotique au niveau des branchies (Bergman et al., 1988) et en problèmes respiratoires (Walker et al.,1988). La présence de l'aluminium amène des perturbations plus complexes que celles observées pour un stress acide seul, avec des effets sur les échanges d'oxygène (O_2) et de gaz carbonique (CO_2) au niveau branchial, auxquelles s'ajoutent des pertes élevées de Na^+ et de Cl^- du plasma sanguin (revue par Wood, 1989). De plus, la morphologie branchiale est également altérée en conditions toxiques d'acidité et d'aluminium. À cet effet, on rapporte le détachement de l'épithélium branchial, une diminution de la surface respiratoire lamellaire, la déformation et la fusion des lamelles, un gonflement généralisé des lamelles causé à la fois par l'hyperplasie des cellules riches en mitochondries (anglais: mitochondria-rich cells) et des cellules épithéliales (Chevalier et al., 1985; Leino et al., 1987; Youson et Neville, 1987; Tietge et al., 1988; revue de Wood, 1989). Au niveau ultrastructural, les cellules riches en mitochondries vont même contenir des précipités d'aluminium dans leur cytoplasme (Wood, 1989).

3.2.2 Influence de la couleur de l'eau

Pour la région hydrographique de l'Outaouais, la figure 3.3 montre que le nombre d'espèces de poissons diminue en fonction d'une baisse de pH lacustre tant dans les lacs colorés (> 30 Hazen) ($r = 0,62$, $P \leq 0,001$) que dans les lacs non colorés ($\leq$ 30 Hazen) ($r = 0,54$, $P \leq 0,001$). L'analyse de covariance indique que les pentes ($F = 0,96$, $P > 0,25$) et les ordonnées à l'origine ($F = 0,00$, $P > 0,99$) des deux droites ne sont pas significativement différentes. Il existe certaines évidences dans la littérature à l'effet que les acides organiques réduisent la toxicité de l'aluminium par la formation de complexes avec ce métal (Campbell et al.,1986), ce qui favoriserait une acclimatation des populations face à une acidification chronique (Baker et Schofield, 1980). On doit préciser que la capacité des acides organiques à former des complexes est dépendante de la nature des acides organiques, de la concentration d'aluminium et du pH dans le milieu (Jones et al., 1986). Les travaux de

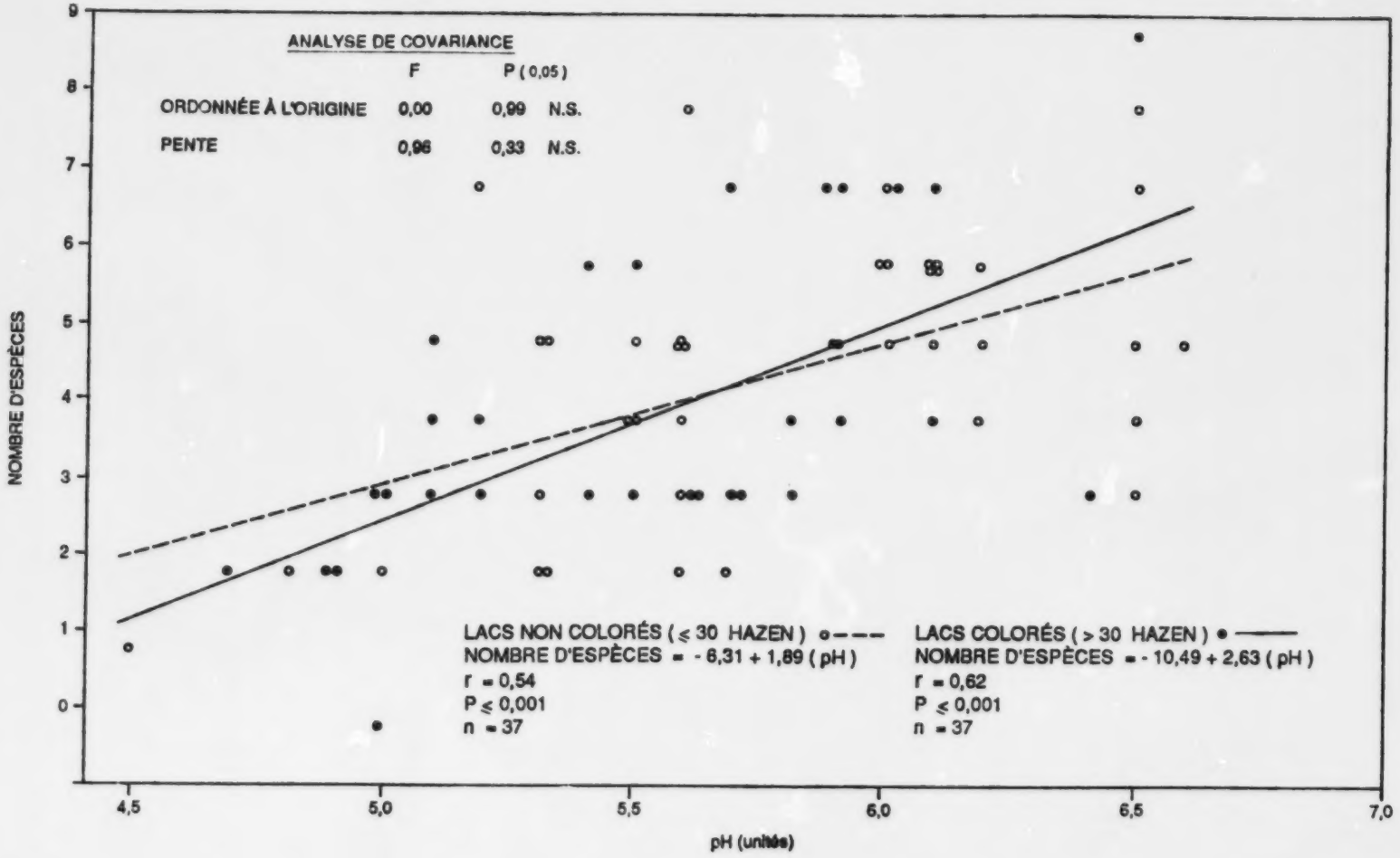


Figure 3.3. RELATION ENTRE LE NOMBRE D'ESPÈCES PISCICOLES ET LE pH DE 74 LACS COLORÉS ET NON COLORÉS DE LA RÉGION HYDROGRAPHIQUE DE L'OUTAOUAIS.

Rahel (1983) ont démontré que les perchaudes provenant de lacs acides et fortement colorés du Wisconsin (lacs de tourbière) ont un meilleur taux de survie que les poissons originant de lacs non acides lorsqu'ils sont exposés, en laboratoire, à des pH léthaux (3,2). Lacroix (1985) a trouvé que l'aluminium ne s'avèrait pas une cause de mortalité importante pour le saumon atlantique (Salmo salar) de certaines rivières de la Nouvelle-Écosse. Il semble que la concentration élevée d'acides organiques présents dans ces eaux aurait permis de complexer l'aluminium pour ainsi réduire sa toxicité potentielle. Considérant ces éléments, on a longtemps supposé que les populations piscicoles habitant les lacs colorés du Bouclier canadien seraient moins touchées par les effets directs et indirects d'une acidification anthropique. Les résultats de l'Outaouais vont à l'encontre de ce dogme généralement admis mais jamais démontré en conditions naturelles. Dans notre étude, la baisse de diversité spécifique en fonction de l'acidité ne semble pas influencée par la couleur de l'eau. De fait, en nature, le pouvoir de la matière organique de réduire la toxicité de l'aluminium n'a peut-être pas l'importance qu'on lui a accordé dans la littérature. Il se peut également que la réduction de la toxicité d'aluminium soit plutôt compensée par la toxicité due aux acides organiques. En effet, Vander Putt et Brinkhorst (1985) ainsi que Petersen et Persson (1987) ont noté que de fortes concentrations d'acides organiques peuvent s'avérer toxiques pour certains organismes aquatiques.

3.2.3 Influence des communautés piscicoles

Pour préciser la relation existant entre la diversité et le pH ($r = 0,59$, $P \leq 0,001$) (Figure 3.2), nous avons effectué une analyse de régression linéaire simple en tenant compte cette fois-ci des communautés piscicoles en présence. On peut distinguer deux principaux types de communautés, soit la communauté à prédateurs marquée par la présence de doré jaune ou de grand brochet ou de touladi et la communauté sans prédateurs où ces trois espèces n'ont pas été capturées. L'analyse démontre que le nombre d'espèces diminue significativement en fonction d'une réduction du pH lacustre tant dans la communauté à prédateurs ($r =$

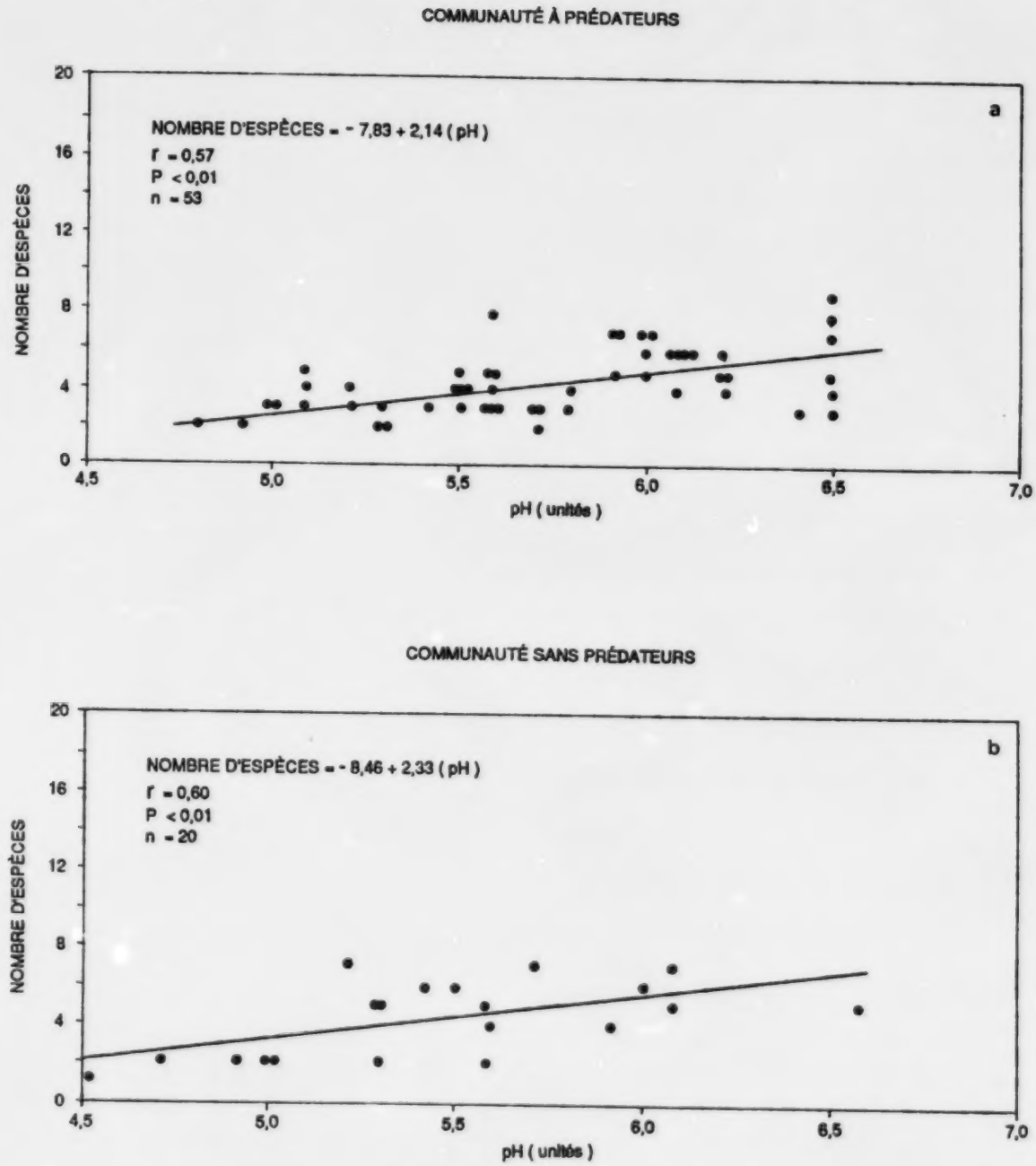


Figure 3.4. RELATION ENTRE LE NOMBRE D'ESPÈCES ET LE pH DE LA COMMUNAUTÉ À PRÉDATEURS (a) ET SANS PRÉDATEURS (b) DE LA RÉGION HYDROGRAPHIQUE DE L'OUTAOUAIS

0,57, $P \leq 0,01$) que dans la communauté sans prédateurs ($r= 0,60$, $P \leq 0,01$) (Figure 3.4). Toutefois, ces coefficients de corrélation ne se démarquent pas de celui obtenu par une approche sans distinction de communauté.

Les interactions biotiques telles la prédation et la compétition interspécifique constituent les forces majeures responsables de la structuration des communautés. Colby et al. (1987) signalent que ces interactions peuvent être influencées par des contraintes abiotiques. De fait, il se peut que les effets des interactions biotiques propres à chacune des communautés puissent masquer ou pour le moins atténuer les effets de l'acidité sur la diversité spécifique dans une analyse où les communautés ne seraient pas distinguées. De plus, des communautés piscicoles distinctes devraient réagir différemment à divers types et degrés de stress (Marshall et Ryan, 1987). Somers et Harvey (1984) ainsi que Tremblay (1989) ont employé l'approche par communauté dans leur étude respective. De cette façon, ils ont pu discerner davantage les effets de l'acidité sur les communautés. Comme dans la présente étude les deux communautés réagissent de façon similaire et ne permettent pas d'améliorer la relation déjà établie, il semble que le stress dû aux effets de l'acidité soit l'élément majeur qui influence le plus la structure des communautés, supplantant ainsi les effets des interactions biotiques dans la région hydrographique de l'Outaouais.

3.3 SEUIL DE TOLÉRANCE À L'ACIDITÉ

La distribution des espèces piscicoles en fonction du pH nous a permis d'estimer le seuil de tolérance à l'acidité des différentes espèces capturées (Figure 3.5). Les résultats démontrent d'une part, qu'il existe une importante variabilité interspécifique et d'autre part, que 72 pour cent des espèces sont absentes lorsque le pH est inférieur ou égal à 5,0, comparativement à 32 pour cent lorsque le pH est inférieur ou égal à 5,5.

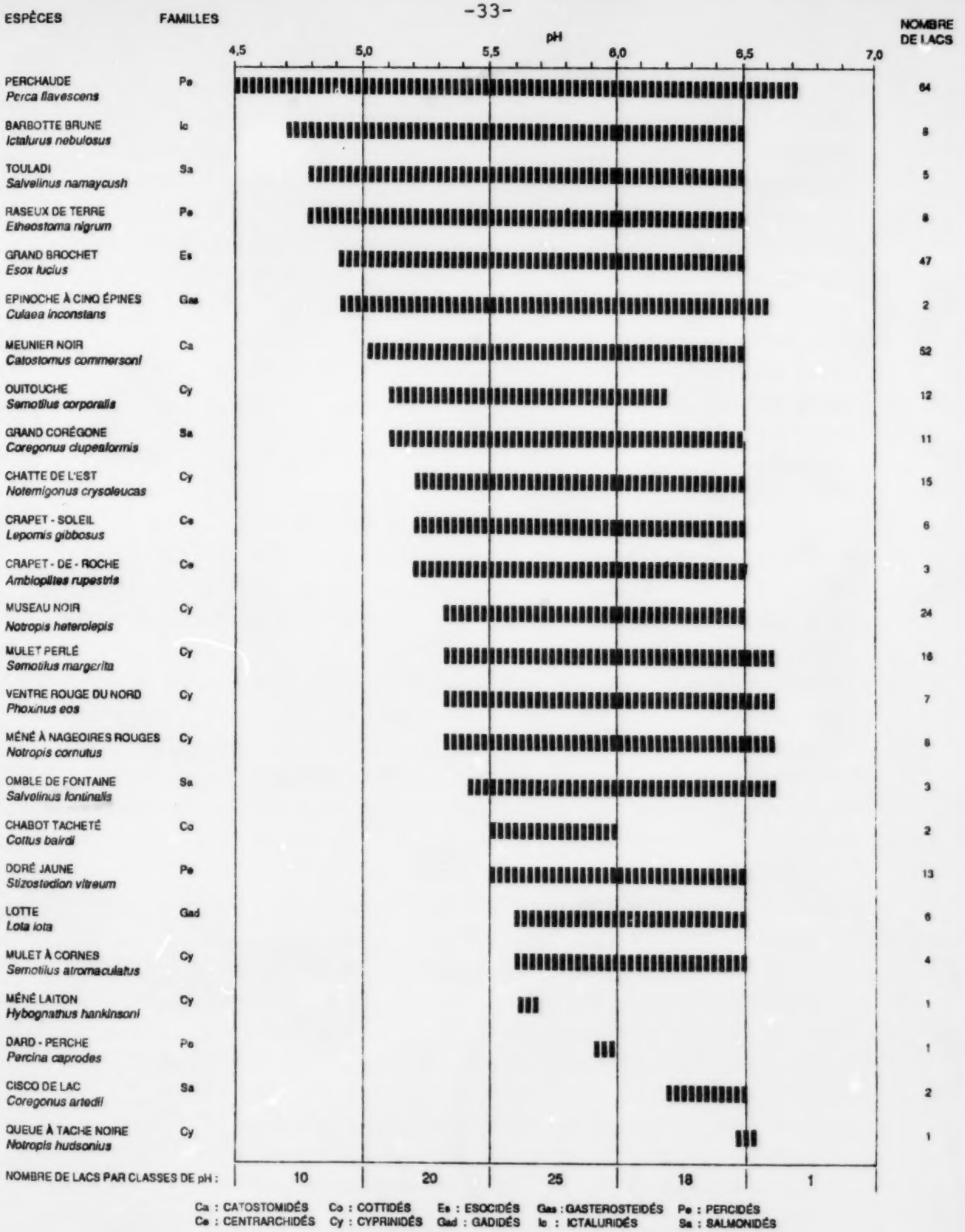


Figure 3.5. DISTRIBUTION DES 25 ESPÈCES DE POISSONS EN FONCTION DU pH DANS 74 LACS DE LA RÉGION HYDROGRAPHIQUE DE L'OUTAOUAIS

Les espèces les plus tolérantes à l'acidité sont la perchaude, la barbotte brune (Ictalurus nebulosus), le grand brochet, le touladi, le raseux-de-terre (Etheostoma nigrum) et l'épinoche à cinq épines (Culaea inconstans), puisqu'elles sont les seules espèces capturées en deçà d'un pH de 5,0. Ces résultats confirment les seuils obtenus par Harvey (1980) et Smith et al. (1986) pour la perchaude, Harvey (1980) et Rahel et Magnuson (1983) pour la barbotte brune, Harvey (1980) pour le touladi et le grand brochet. Pour le raseux-de-terre et l'épinoche à cinq épines, les seuils observés dans l'Outaouais seraient inférieurs à ceux retrouvés dans les études de Harvey (1980), de Rahel et Magnuson (1983) et de Wiener et al. (1984).

Déjà à un pH de 5,6, on observe la disparition de trois des neuf espèces de cyprinidés répertoriées dans cette étude. Dans la gamme de pH compris entre 5,0 et 5,5, les six espèces restantes ne sont plus capturées, la ouitouche demeurant le seul cyprin recensé à un pH de 5,1, limite inférieure à laquelle on retrouve ces espèces. La sensibilité de cette famille à de faibles pH a également été rapportée par Rahel et Magnuson (1983), Magnuson et al. (1984), Pauwels et Haines(1986), Rahel (1986), Frenette (1986) et Tremblay (1989). Nos résultats confirment également ceux de Peterson et al. (1989) qui ont observé en laboratoire des comportements d'aversion à l'acidité qui sont respectivement de 5,4, 5,5 et 5,7 unités de pH chez le méné à nageoires rouges, le museau noir et le mulet à cornes. Ces seuils sont comparables à ceux où l'on observe en nature la disparition de ces espèces.

Huit espèces sont absentes de l'ensemble des lacs acides ($pH \leq 5,5$) inventoriés, soit le doré jaune, le chabot tacheté (Cottus bairdi), la lotte (Lota lota), le mulet à cornes (Semotilus atromaculatus), le méné laiton (Hybognathus hankinsoni), le dard-perche (Percina caprodes), le cisco de lac (Coregonus artedii) et le queue à tache noire (Notropis hudsonius). À cet effet, elles sont considérées comme peu tolérantes à l'acidité lacustre. D'autres auteurs ont trouvé des résultats similaires pour ces mêmes espèces (Rahel et Magnuson, 1983; Wiener et al., 1984).

L'intervalle de pH 5,0-5,5 s'avère donc le seuil de rupture pour la majorité des espèces de poissons de cette région, puisqu'elles semblent incapables de résister à un tel niveau d'acidité. Le processus d'acidification anthropique aurait débuté au début du siècle (1900-1920), si l'on s'en remet aux travaux de Carignan (1989) portant sur la géochronologie des sédiments lacustres et des assemblages de chrysophycées de huit lacs de la région du Témiscamingue.

Pour les régions du globe recevant peu d'apports anthropiques, Galloway et al. (1982, 1987) et Brakke et al. (1988) estiment que les concentrations moyennes annuelles de sulfates dans les dépôts humides varient entre 5 et 7 µéq/l (2,5-3,5 kg/ha/an). Nous avons émis l'hypothèse que ces valeurs sont représentatives des conditions qui prévalaient avant le début de l'acidification des eaux de surface. À l'aide du modèle SIGMA/SLAM (Dupont et Grimard, 1989), nous avons simulé le pH des 74 lacs avant l'acidification en tenant compte d'une concentration annuelle moyenne pondérée de 10 µéq/L de sulfates dans les dépôts humides afin de demeurer conservateur. La différence entre le pH originel et le pH actuel représente l'importance de l'acidification anthropique qu'a pu encourir un lac. Nos résultats indiquent que les lacs de l'Outaouais auraient subi les effets découlant d'une acidification moyenne de 0,9 ± 0,4 unité de pH depuis le début du siècle (Tableau 3.3). Dans son étude sur les communautés piscicoles de 30 lacs du nord de la Mauricie, Tremblay (1989) rapporte une acidification moyenne de 0,5 ± 0,2 unité de pH. Il s'avère peu probable que les espèces piscicoles de l'Outaouais aient pu s'adapter durant cette courte période de temps à une telle baisse de pH. De fait, il est vraisemblable de présumer que la sélection naturelle n'a pu agir sur le pool génique et modifier la tolérance des espèces piscicoles de l'Outaouais aux effets toxiques de l'acidité.

3.3.1 Influence de la couleur de l'eau sur la tolérance à l'acidité

Si l'on considère seulement les espèces dont le nombre de populations recensées dans cette étude est supérieur à 5, on constate que la distribution de chacune des espèces de poisson en fonction du pH, à

Tableau 3.3 Évaluation du pH originel des 74 lacs de la région hydrographique de l'Outaouais d'après le modèle SIGMA/SLAM en tenant compte d'une concentration annuelle moyenne pondérée de 10 µéq/L de sulfates dans les dépôts humides.

Lacs	pH actuel	pH originel	delta pH	Lacs	pH actuel	pH originel	delta pH
1	4,5	6,4	1,9	38	5,6	6,6	1,0
2	4,7	6,4	1,7	39	5,6	6,6	1,0
3	4,8	6,5	1,7	40	5,6	6,6	1,0
4	4,9	6,2	1,3	41	5,7	6,5	0,8
5	4,9	6,4	1,5	42	5,7	6,6	0,9
6	5,0	6,4	1,4	43	5,7	6,6	0,9
7	5,0	6,1	1,1	44	5,7	6,8	1,1
8	5,0	6,0	1,0	45	5,8	6,5	0,7
9	5,0	6,4	1,4	46	5,8	6,5	0,7
10	5,0	6,4	1,4	47	5,9	6,7	0,8
11	5,1	6,4	1,3	48	5,9	6,6	0,7
12	5,1	6,4	1,3	49	5,9	6,4	0,5
13	5,1	6,5	1,4	50	5,9	6,7	0,8
14	5,2	6,6	1,4	51	6,0	6,8	0,8
15	5,2	6,4	1,2	52	6,0	6,6	0,6
16	5,2	6,5	1,3	53	6,0	6,7	0,7
17	5,3	6,4	1,1	54	6,0	6,6	0,6
18	5,3	6,5	1,2	55	6,0	6,5	0,5
19	5,3	6,5	1,2	56	6,1	6,6	0,5
20	5,3	6,5	1,2	57	6,1	6,7	0,6
21	5,3	6,5	1,2	58	6,1	6,6	0,5
22	5,3	6,5	1,2	59	6,1	6,7	0,6
23	5,4	6,4	1,0	60	6,1	6,6	0,5
24	5,4	6,5	1,1	61	6,1	6,6	0,5
25	5,5	6,4	0,9	62	6,1	6,6	0,5
26	5,5	6,5	1,1	63	6,2	6,6	0,4
27	5,5	6,6	1,1	64	6,2	6,6	0,4
28	5,5	6,5	1,0	65	6,2	6,6	0,4
29	5,5	6,5	1,0	66	6,2	6,6	0,4
30	5,5	6,5	1,0	67	6,4	6,8	0,4
31	5,6	6,4	0,8	68	6,5	7,0	0,5
32	5,6	6,5	0,9	69	6,5	6,7	0,2
33	5,6	6,6	1,0	70	6,5	6,7	0,2
34	5,6	6,6	1,0	71	6,5	6,8	0,3
35	5,6	6,5	0,9	72	6,5	6,7	0,2
36	5,6	6,6	1,0	73	6,5	6,8	0,3
37	5,6	6,6	1,0	74	6,6	6,7	0,1
Moyenne (± écart-type)							0,9 ± 0,4

l'exception du grand brochet, est similaire tant dans les lacs colorés (> 30 Hazen) que dans les lacs non colorés (≤ 30 Hazen) (Annexe 3.3.1). Ainsi, pour la perchaude, le meunier noir, la ouitouche , le grand corégone, la chatte de l'est (Notemigonus crysoleucas), le museau noir (Notropis heterolepis), le mulet perlé (Semotilus margarita) et le doré jaune, les seuils de tolérance diffèrent rarement de plus de 0,1 unité de pH entre les deux groupes de lacs. Ces résultats révèlent que pour la majorité des espèces, la couleur de l'eau ne modifie pas leur tolérance à l'acidité. De plus, nos résultats confirment ceux de Rahel et Magnuson (1983) qui ont observé pour 13 espèces de leur étude, que la limite inférieure de pH toléré par ces dernières ne différait pas selon que les populations proviennent de lacs acidifiés de façon naturelle ou anthropique.

3.4 OCCURRENCE DES PRINCIPALES FAMILLES PISCICOLES

Les fréquences d'occurrence des principales familles piscicoles montrent que les percidés sont fortement présents dans toutes les classes de pH (Figure 3.6). Par contre, l'analyse par espèce révèle que le fort pourcentage d'occurrence des percidés est principalement conséquent à l'occurrence élevée de la perchaude dans les quatre classes de pH (Annexe 3.4.1). De fait, un tel résultat n'est pas surprenant puisque plusieurs études indiquent que cette espèce est la plus tolérante à l'acidification des eaux lacustres (Harvey, 1979; Rahel et Magnuson, 1983; Frenette et al., 1986; Kelso et al., 1987; Smith et al., 1986; Tremblay, 1989). Par ailleurs, pour les populations de doré jaune (Annexe 3.4.1), l'analyse des fréquences d'occurence montre que cette espèce serait plus sensible à l'acidité que ne l'indique la seule analyse des seuils de tolérance (Tableau 3.5). En effet, leur fréquence d'occurrence est plus faible dans les lacs d'acidité intermédiaire (25 pour cent) comparativement aux lacs non acides (29 pour cent). Enfin, elle n'est plus que de cinq pour cent dans les lacs acides. Ces résultats confirment ceux de Beamish (1976) qui a observé pour des pH variant entre 5,5 et 6,0 l'arrêt de la reproduction chez cette espèce.

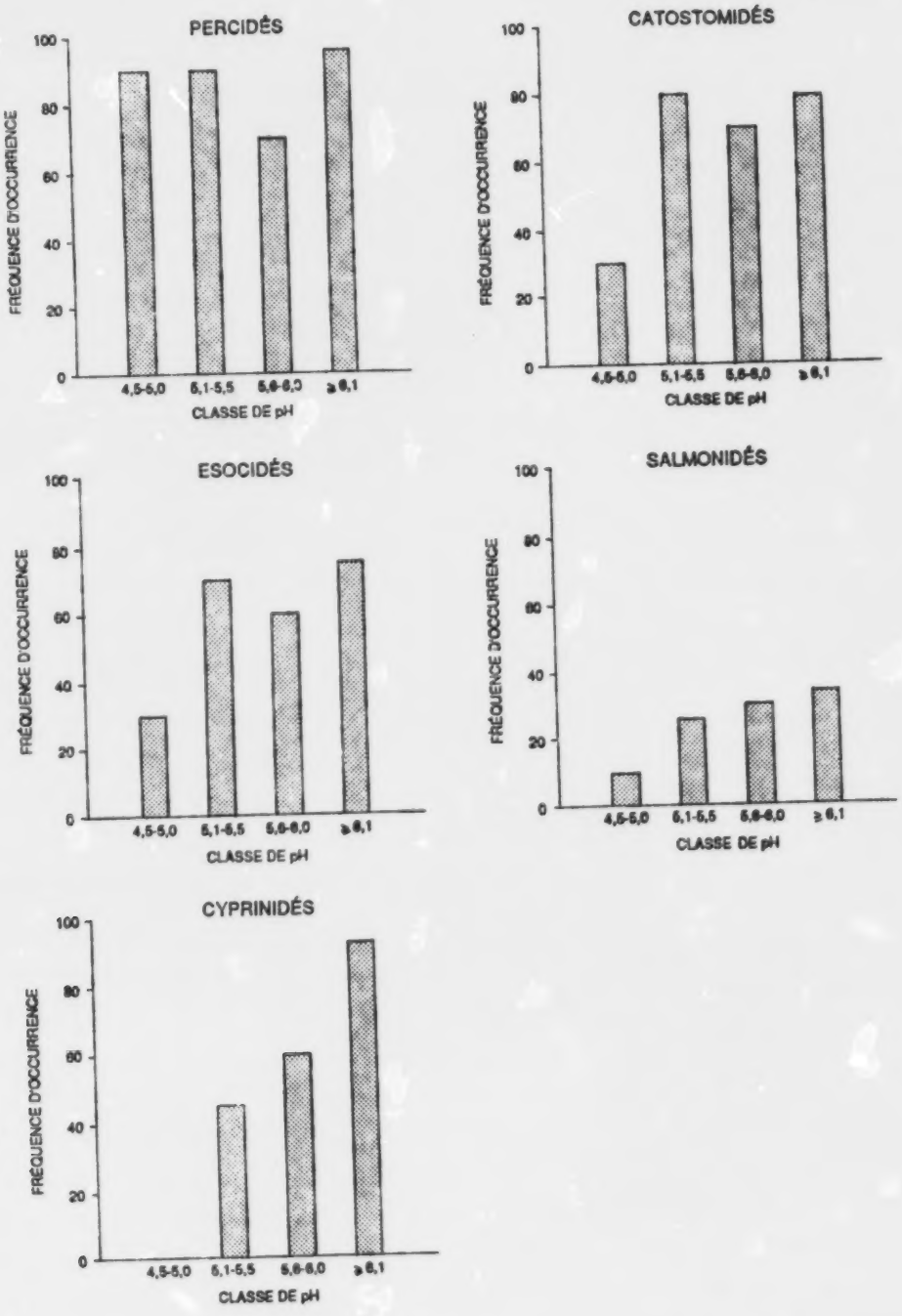


Figure 3.6. FRÉQUENCE D'OCCURRENCE DE CINQ FAMILLES PISCICOLES DE 74 LACS DE LA RÉGION HYDROGRAPHIQUE DE L'OUTAOUAIS.

Les catostomidés et les ésocidés sont moins présents en occurrence dans la classe de pH très acide (4,5-5,0) (Figure 3.6). Ceci confirme les seuils de tolérance déjà établis pour le meunier noir et le grand brochet (Figure 3.5). Pour les salmonidés et les cyprinidés, leurs fréquences d'occurrence diminuent progressivement au fur et à mesure que l'acidité augmente. Par contre, les cyprinidés seraient la famille la plus sensible à l'acidité, car leur pourcentage d'occurrence décroît fortement d'une classe de pH à l'autre jusqu'à l'absence totale dans la classe de lacs très acides.

Malgré que l'analyse des seuils de tolérance à l'acidité (Figure 3.5) indique que l'intervalle de pH 5,0-5,5 serait le point de rupture majeur de la survie des espèces, la présente analyse tend plutôt à démontrer que la protection de l'ensemble de ces espèces ne peut être assurée en deçà de pH 6,0. Devant les résultats des études récentes sur les effets de l'acidification sur les organismes aquatiques, un pH de 6,0 est considéré comme le seuil chimique à maintenir. Ce seuil a été utilisé pour la détermination des charges critiques de polluants aéroportés au Canada (RMCC, 1990). Au-delà d'un pH de 6,0, on convient que la majorité des organismes aquatiques serait protégée des effets néfastes de l'acidification anthropique.

3.5 STRUCTURE DE TAILLE

La distribution de fréquence de taille du doré jaune capturé en conditions acides ($5,1 \leq pH \leq 5,5$) est différente de celle observée dans les lacs de transition ($5,6 \leq pH \leq 5,9$) et non acides ($pH \geq 6,0$) (Figure 3.7). De fait, seulement trois individus ont été capturés dans les lacs acides. Pour le touladi (Figure 3.8), les distributions de fréquence de taille sont très dissemblables selon les classes de pH, compte tenu du faible nombre d'individus capturés dans les lacs très acides ($n=2$) ($pH \leq 5,0$) et acides ($n=0$). Chez ces deux espèces, on note que seuls les individus de la plus grande classe de taille ont été capturés dans les lacs acides et très acides. Pour le grand corégone, on

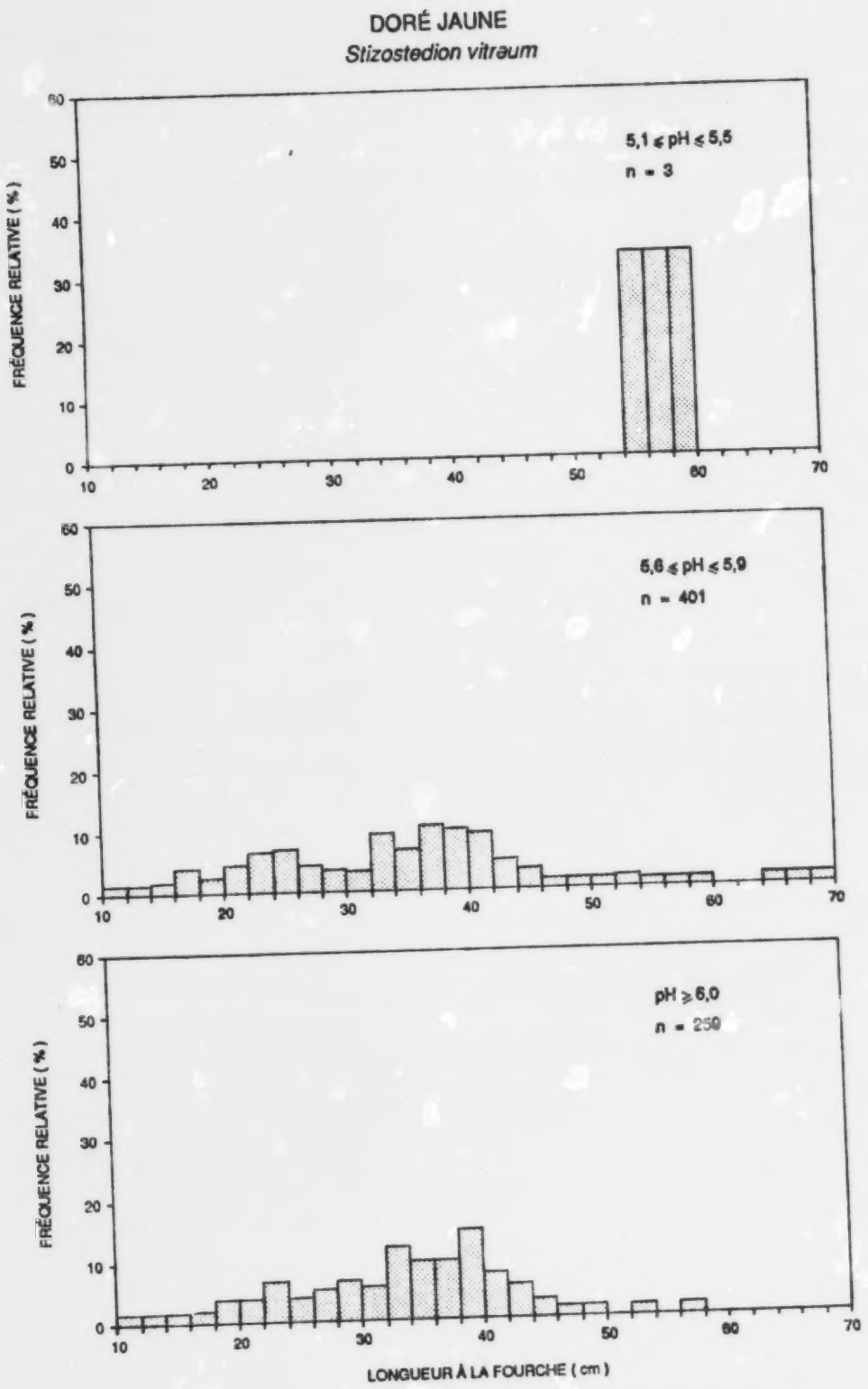


Figure 3.7. DISTRIBUTION DE FRÉQUENCE DE TAILLE DU DORÉ JAUNE DANS LES LACS ACIDES (5,1 ≤ pH ≤ 5,5), DE TRANSITION (5,6 ≤ pH ≤ 5,9), ET NON ACIDES (pH ≥ 6,0) DE L'OUTAOUAIS.

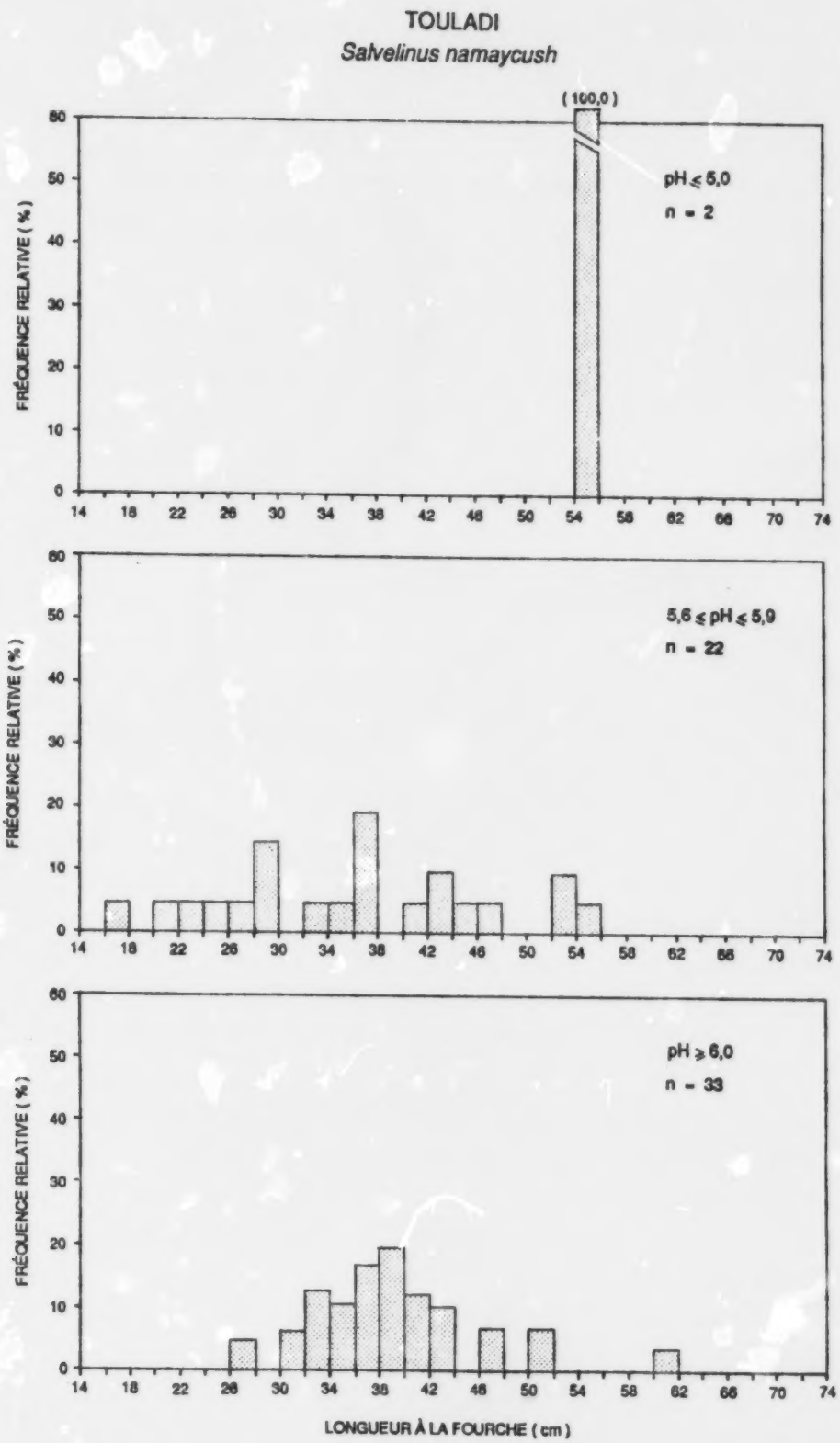


Figure 3.8. DISTRIBUTION DE FRÉQUENCE DE TAILLE DU TOULADI DANS LES LACS TRÈS ACIDES (pH ≤ 5,0), DE TRANSITION (5,6 ≤ pH ≤ 5,9), ET NON ACIDES (pH ≥ 6,0) DE L'OUTAOUAIS.

observe plusieurs discontinuités dans la distribution de fréquence de taille dans les classes de lacs acides (Figure 3.9). Aucune capture n'a été enregistrée dans les lacs très acides.

Ces résultats indiquent que l'acidité a un effet négatif sur ces trois espèces. Hulsman et al. (1983) ont signalé d'importantes mortalités d'oeufs de doré à un pH acide de 5,4. Dans les monts LaCloche, l'arrêt de la reproduction du doré survient lorsque le pH varie entre 5,5 et 6,0 (Beamish, 1976). Gunn et Keller (1981) ont observé de fortes mortalités d'embryons de touladi provenant de lacs acides. Dans l'Outaouais, les effets de l'acidité sur les populations de touladi peuvent également être causés par la diminution de leurs proies piscicoles, considérant l'importante baisse de l'occurrence des cyprinidés lorsque le pH est inférieur à 5,5. En effet, Schofield et Driscoll (1987) estiment que le déclin du touladi dans les lacs acides de l'État du Maine serait la conséquence de la disparition des poissons-fourrages, lesquels sont à la base de son alimentation piscivore (Scott et Crossman, 1974). Pour une reproduction efficace, l'intervalle de pH 5,0-5,4 constitue une limite pour le grand corégone (revue par Magnuson et al., 1984).

Pour ces trois espèces, l'absence de juvéniles et la présence de populations clairsemées composées de gros individus traduit un manque de recrutement. Les distributions de fréquence de taille où l'on note seulement la présence de poissons de grande taille et âgé, sont typiques d'une acidification anthropique, et pourraient constituer l'étape précédant la disparition complète de ces populations, tel que cela a été mis en évidence chez les populations de perchaudes des lacs acides de la Finlande (Lappalainen et al., 1988). Un phénomème similaire a précédé l'extinction des populations d'omble de fontaine de trois lacs de la région de Charlevoix (Richard, 1986) ainsi que d'une population de doré jaune de la région du Témiscamingue (Blanchette et Girard, 1989). De plus, ces résultats permettent de nuancer l'interprétation des seuils de tolérance. Ainsi, pour le touladi et le grand corégone, malgré qu'ils

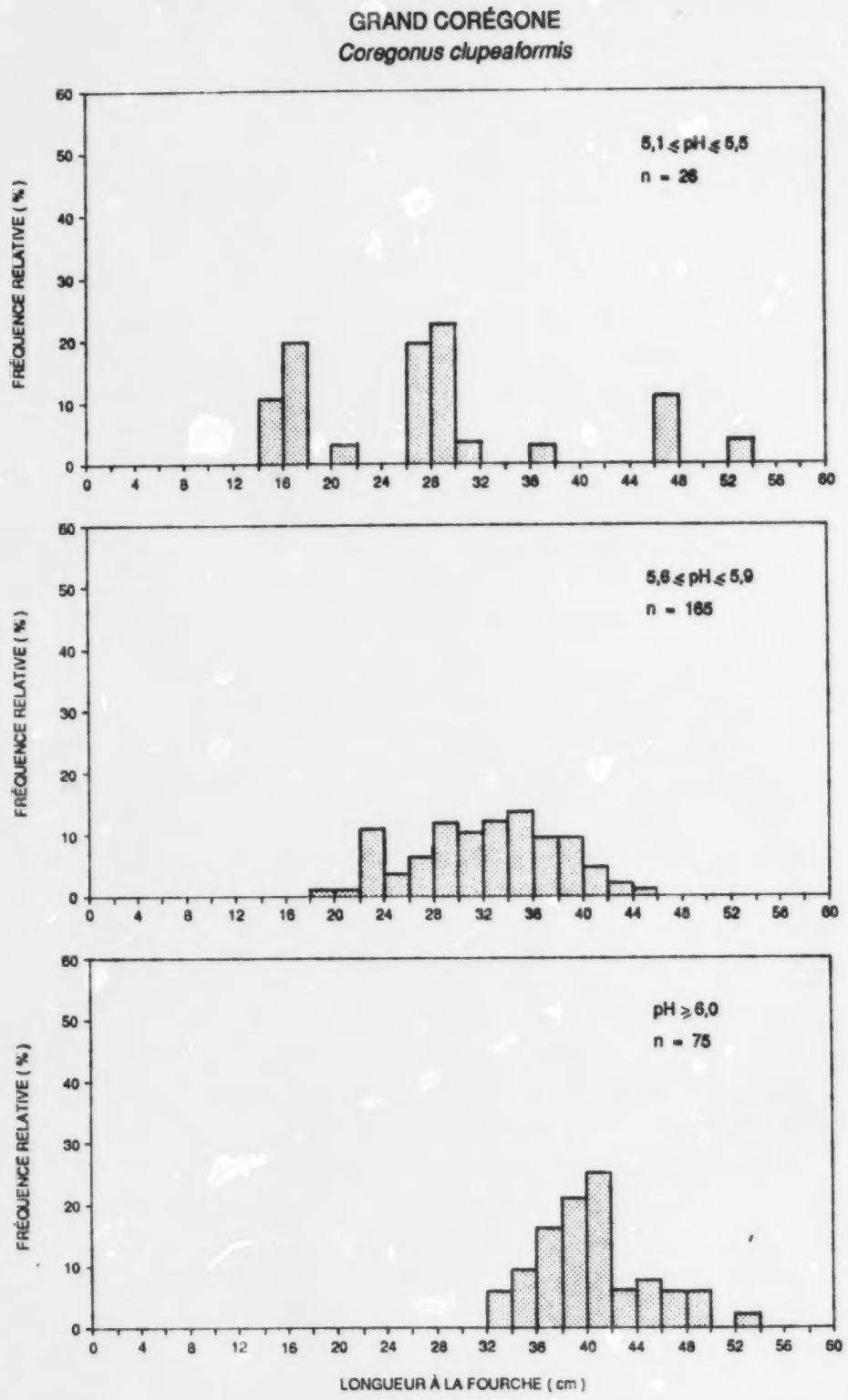


Figure 3.9. DISTRIBUTION DE FRÉQUENCE DE TAILLE DU GRAND CORÉGONE DANS LES LACS ACIDES (5,1 ≤ pH ≤ 5,5), DE TRANSITION (5,6 ≤ pH ≤ 5,9), ET NON ACIDES (pH ≥ 6,0) DE L'OUTAOUAIS.

aient été capturés à des pH respectifs de 4,8 et 5,1, ces espèces ne peuvent être considérées comme tolérantes à l'acidité, ainsi que le démontre l'altération des structures de taille dans les lacs acides.

La distribution de fréquence de taille de la perchaude (Figure 3.10) et du meunier noir (Figure 3.11) observée dans les lacs très acides (pH $\leq$ 5,0) est différente de la distribution des populations habitant les lacs acides (5,1 $\leq$ pH $\leq$ 5,5), de transition (5,6 $\leq$ pH $\leq$ 5,9) et non acides (pH $\geq$ 6,0). L'examen des histogrammes montre que les captures des petits individus de perchaude ($\leq$ 9 cm) sont très faibles et celles des petits individus de meunier noir (< 16 cm) sont pratiquement nulles dans les lacs très acides, comparativement à celles observées dans les trois autres classes d'acidité pour les mêmes classes de taille. Pour la perchaude, nos résultats confirment ceux de Tremblay (1989) qui a observé l'absence d'individus ayant une taille inférieure à 9 cm dans les lacs acides de la Mauricie-Nord. Concernant le meunier noir, Trippel et Harvey (1987) ont rapporté que la plus forte représentativité des individus des grandes classes de taille comparativement aux petits individus est une indication de leur résistance supérieure face à des conditions acides. Dans l'ensemble, ces résultats indiquent une diminution du recrutement pour ces deux espèces.

De façon générale, pour chacune des cinq espèces étudiées, l'absence ou la faible représentativité des jeunes individus peuvent s'expliquer par plusieurs facteurs. Les branchies des petits individus présentent une plus grande surface de contact que les individus de grande taille (sur une base équivalente de poids) (Robinson et al., 1976) et un nombre supérieur de lamelles secondaires par millimètre de filament branchial (Muir, 1969). Ces caractéristiques ont comme conséquence d'augmenter la capacité d'absorption branchiale et de diminuer la résistance des poissons exposés aux substances toxiques présentes dans un milieu en voie d'acidification. Chez l'omble de fontaine, Frenette et al. (1986) ont montré que les concentrations d'aluminium dans les branchies augmentaient avec la réduction de la taille et l'augmentation de l'acidité lacustre.

PERCHAUDE

Perca flavescens

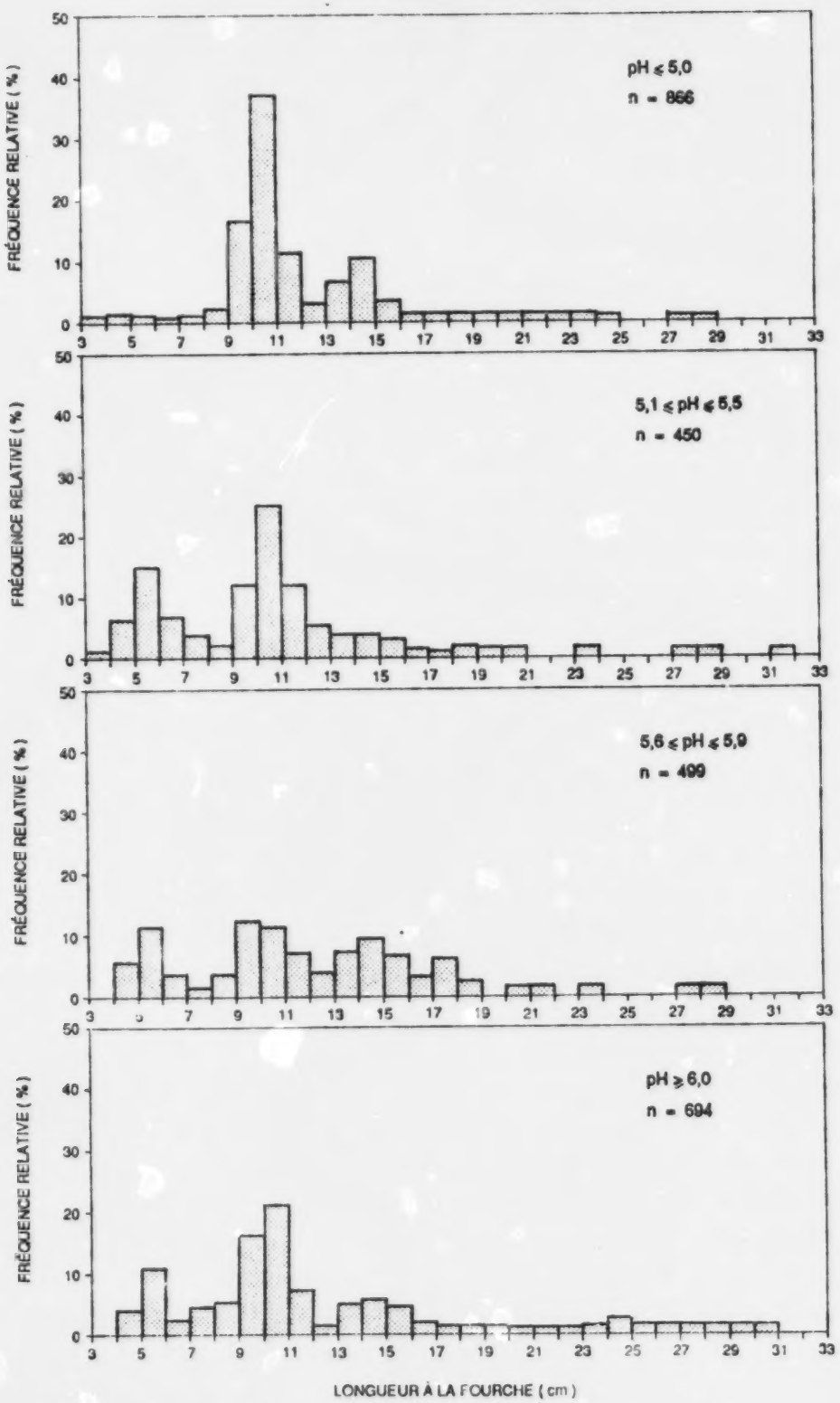


Figure 3.10. DISTRIBUTION DE FRÉQUENCE DE TAILLE DE LA PERCHAUDE DANS LES LACS TRÈS ACIDES (pH ≤ 5,0), ACIDES (5,1 ≤ pH ≤ 5,5), DE TRANSITION (5,6 ≤ pH ≤ 5,9), ET NON ACIDES (pH ≥ 6,0) DE L'OUTAOUAIS.

MEUNIER NOIR

Castostomus commersoni

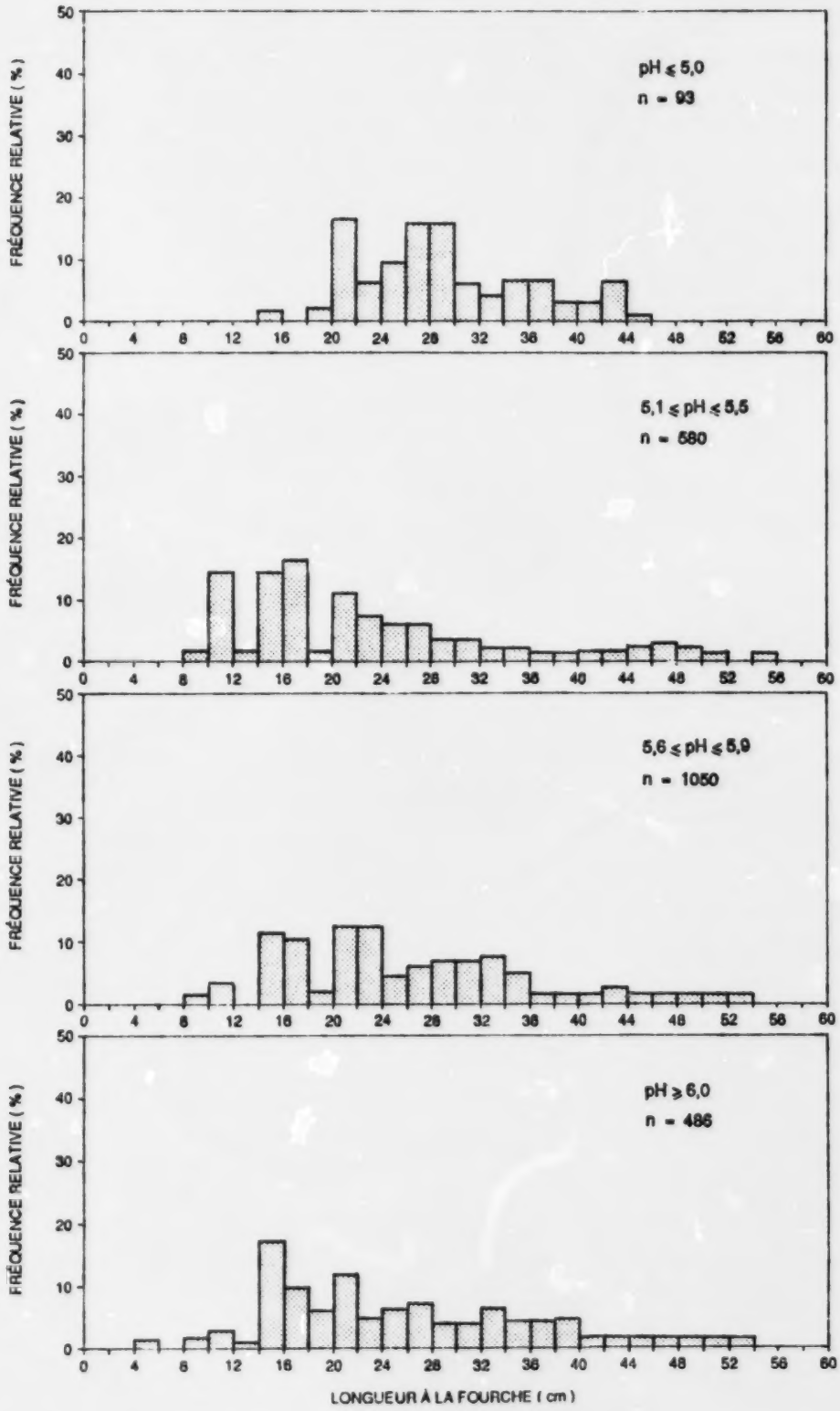


Figure 3.11. DISTRIBUTION DE FRÉQUENCE DE TAILLE DU MEUNIER NOIR DANS LES LACS TRÈS ACIDES (pH ≤ 5,0), ACIDES (5,1 ≤ pH ≤ 5,5), DE TRANSITION (5,6 ≤ pH ≤ 5,9), ET NON ACIDES (pH ≥ 6,0) DE L'OUTAOUAIS.

Dans une rivière acidifiée du sud de la Norvège, Hesthagen (1989) a observé des mortalités épisodiques de salmonidés lors des baisses printanières de pH, où la majorité des spécimens étaient des juvéniles. Les résultats de Hutchinson et al. (1989) indiquent le fort potentiel d'impact de l'acidité pour les espèces dont la reproduction et le développement des alevins coïncident avec la fonte nivale. Également, la sélection de substrats adéquats situés à de faibles profondeurs (Scott et Crossman, 1974; Gunn et Keller, 1984; Hazel et Fortin, 1985) expose les alevins de ces espèces à des conditions toxiques d'acidité. Tel que démontré chez les salmonidés (Gunn, 1986), il se peut que les différences de susceptibilité à l'acidité des premiers stades de développement de plusieurs espèces soient causées, d'une part, par différents comportements de sélection des sites de fraye et, d'autre part, par des différences physiologiques de tolérance à l'acidité. Selon Henriksen et al. (1989), les populations piscicoles qui exhibent des symptômes d'échec de recrutement ou de juvénilisation sont susceptibles de disparaître relativement rapidement, souvent en moins de dix ans.

Chez le grand brochet, les distributions des fréquences de taille ne présentent pas de différences notables selon la classe d'acidité (Annexe 3.5.1). À prime abord, ce résultat indique que cette espèce n'est pas affectée par les niveaux d'acidité rencontrés dans cette étude. Cependant, Johansson et Kihlstrom (1975) ont estimé, en laboratoire, que la survie des alevins du grand brochet est réduite à des valeurs de pH inférieures à 5,2. On suppose plutôt ici que nos engins de pêche ont sous-échantillonné les petits individus de cette espèce (0-30 cm), puisque cette classe de taille est faiblement représentée dans les quatre groupes de lacs. Ce biais potentiel d'échantillonnage ne nous permet pas d'appuyer nos résultats précédents de tolérance et d'occurrence de cette espèce envers l'acidité.

Les distributions des fréquences de taille du ventre rouge du nord, du museau noir et du méné à nageoires rouges sont présentées à la figure 3.12. Dans les lacs acides, on observe, de façon générale, un léger déplacement du mode de distribution vers des tailles supérieures, quoique cette tendance ne soit pas très marquée. Également, les distributions de

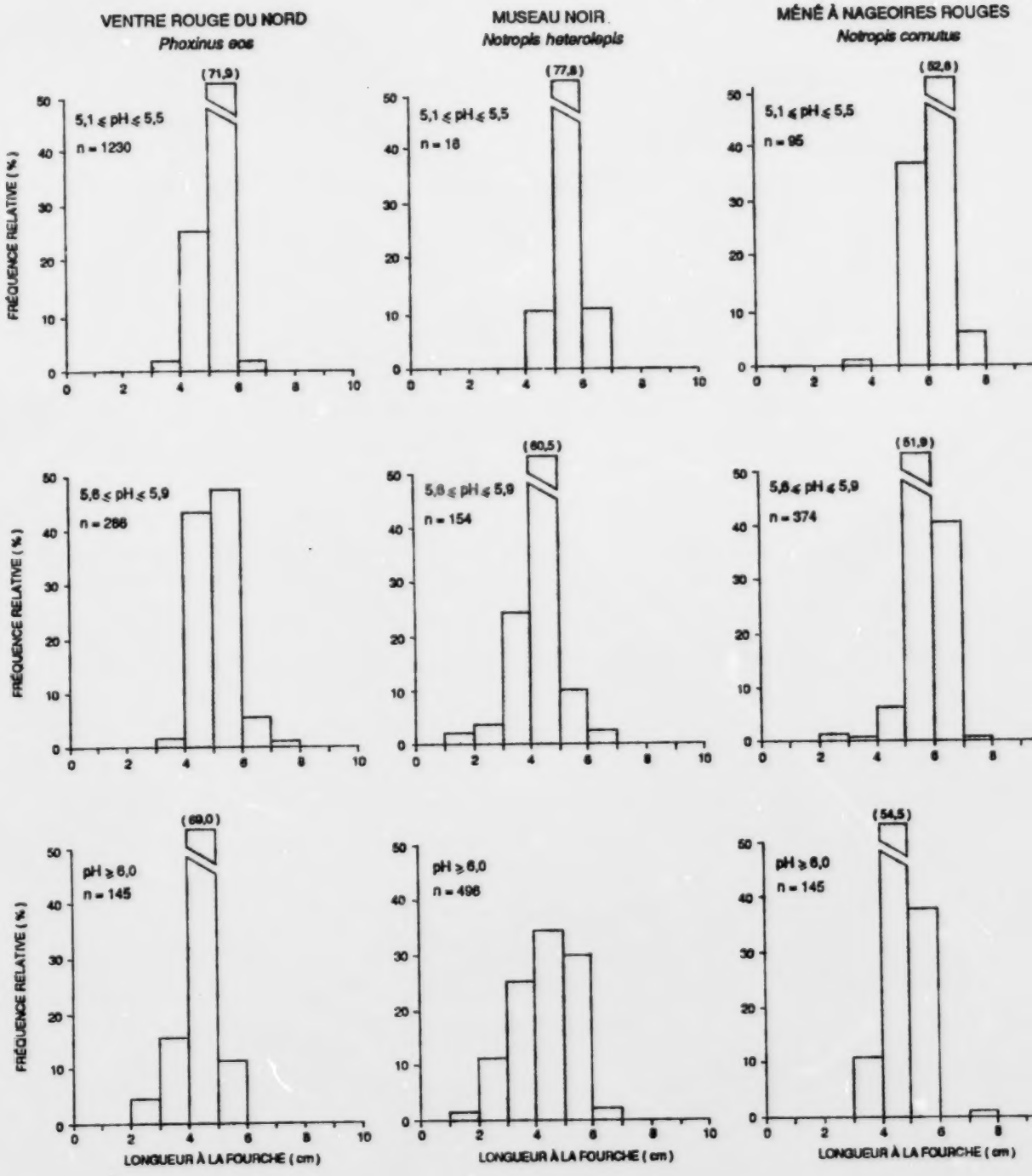


Figure 3.12. DISTRIBUTION DE FRÉQUENCE DE TAILLE DU VENTRE ROUGE DU NORD, DU MUSEAU NOI
ET DU MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES DANS LES LACS ACIDES (5,1 ≤ pH ≤ 5,5) , DE TRANSI
(5,6 ≤ pH ≤ 5,9), ET NON ACIDES (pH ≥ 6,0) DE L'OUTAOUAIS.

fréquences de taille de la chatte de l'est (Annexe 3.5.2), du mulet perlé (Annexe 3.5.3) et de la ouitouche (Annexe 3.5.4) ne montrent pas de différences notables selon la classe d'acidité. On doit toutefois préciser que ces espèces n'ont pas été capturées dans les lacs très acides tout comme l'ensemble des cyprinidés. Plusieurs études ont souligné la grande sensibilité à l'acidité des cyprinidés (Harvey, 1980; Magnuson et al., 1984; Mills et Schindler, 1986). De plus, Mills et Schindler (1986) recommandent d'employer les cyprinidés comme organismes-cibles afin d'évaluer le degré d'acidification des lacs. Nos résultats laissent entendre qu'une population de cyprinidés peut se maintenir dans des conditions acides sans présenter de signes indicateurs d'un échec du recrutement. Toutefois, il est possible que les effets directs et indirects de l'acidité lacustre nuisent simultanément à toutes les classes de taille avec comme conséquence d'éliminer relativement rapidement une population donnée. En effet, pour éviter la prédation et optimiser leur alimentation, plusieurs espèces de cyprins, tels que le ventre rouge du nord (Naud et Magnan, 1988), le mulet perlé, le mulet à cornes, le méné nageoires rouges (M. Lapointe, comm. pers., UQTR; Hall et Werner, 1977) et la chatte de l'est (Hall et al., 1979), sont retrouvés principalement dans la zone littorale (0-2 m) ainsi qu'à la surface de l'épilimnion de petits lacs oligotrophes. Pour ce type de lacs, les travaux de Charette et al. (1984) et de Dupont (1986) indiquent que la zone littorale et la surface de l'épilimnion peuvent présenter respectivement des valeurs de pH très faibles lors de la fonte nivale. Considérant ces éléments, nous posons l'hypothèse qu'une population de cyprins qui, de par sa biologie, est confinée à ces zones de forte acidité, peut être fortement réduite selon l'importance du choc acide. Rahel et Magnuson (1983) ont déjà souligné la grande intolérance physiologique des cyprinidés au stress acide. De plus, la forte probabilité d'absence de ces espèces à des pH faibles est liée à la nécessité d'établir une nouvelle classe d'âge à chaque année spécialement chez les espèces sensibles tel le tête-de-boule (Pimephales promelas), où une ou deux années successives d'échec de recrutement peuvent éliminer ces espèces à cycles vitaux courts (McCormick et al., 1989).

Les distributions de fréquences de taille du raseux-de-terre sont présentées à l'annexe 3.5.5. Celles-ci ne semblent pas différer selon la classe d'acidité. Nos résultats indiquent que le raseux-de-terre s'avère une des espèces les plus résistantes à l'acidité lacustre dans la région hydrographique de l'Outaouais. À l'opposé, d'autres chercheurs considèrent cette espèce comme peu tolérante. Ainsi, Rahel et Magnuson (1983) et Wiener et al. (1984) n'ont pas capturé cette espèce lorsque le pH est inférieur à 6,2 et à 6,7 respectivement.

3.6 DENSITÉ

Dans la région hydrographique de l'Outaouais, les prises totales par unité d'effort (PUE) ne sont pas influencées de façon significative ($r=0,08$, $P= 0,47$) par des variations du pH lacustre (Figure 3.13). Pour les autres caractéristiques physico-chimiques des lacs de l'Outaouais, l'analyse de corrélation n'a pas permis d'identifier de paramètres ayant une action significative sur les PUE. Tremblay (1989) a également déterminé que tant l'acidité que les autres paramètres n'influaient en rien sur les PUE totales des populations piscicoles de 30 lacs du nord de la Mauricie. Toutefois, Frenette et al. (1986) ont montré que les densités des populations allopatriques d'omble de fontaine des régions de Portneuf, de Charlevoix et de la réserve des Laurentides diminuent en fonction d'un réduction du pH. Cependant, pour les populations sympatriques, seuls les travaux de Kelso et Gunn (1984) ont démontré que les réductions des PUE étaient fortement liées à l'acidité lacustre. Pour toutes les espèces, aucune relation significative entre la densité spécifique et les paramètres physico-chimiques n'a pu être mise en évidence avec ou sans distinction d'associations piscicoles. Considérant les lacs colorés et non colorés, les PUE ne sont également pas influencées par le pH dans aucun de ces deux groupes (Annexe 3.6.1).

La productivité primaire et certains aspects du métabolisme d'une communauté aquatique sont remarquablement homéostatiques lorsqu'un plan d'eau est acidifié de façon anthropique (Odum, 1985). De fait, l'action d'un stress sur un écosystème déclenche des mécanismes régulateurs qui

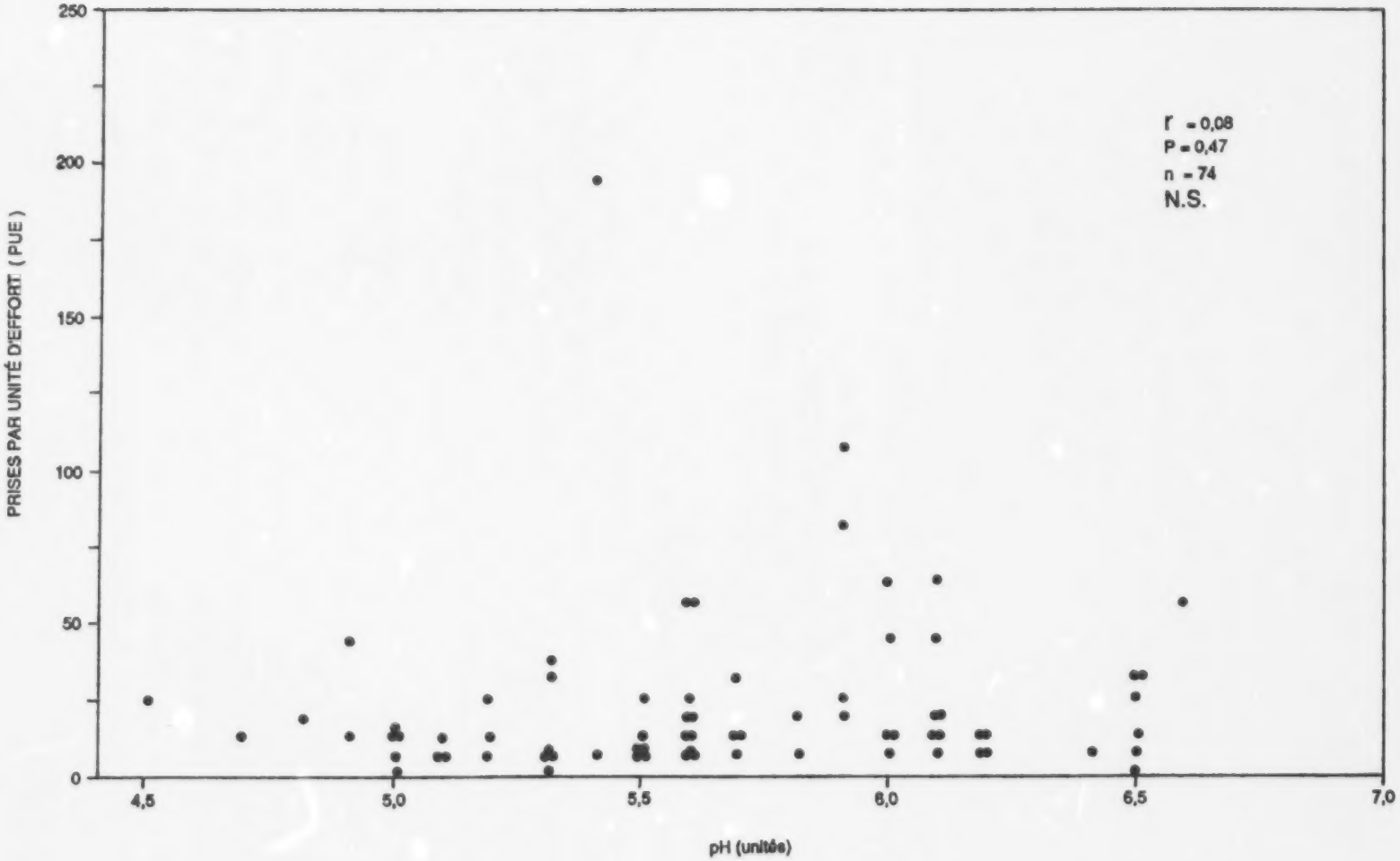


Figure 3.13. RELATION ENTRE LES PRISES PAR UNITÉ D'EFFORT (PUE) ET LE pH DE 74 LACS DE LA RÉGION HYDROGRAPHIQUE DE L'OUTAOUAIS.

parviennent à maintenir stables les fonctions globales du système (Margalef, 1981; Odum, 1985). Nos résultats révèlent que la stabilité de la densité totale face au stress acide peut être causée, d'une part, par l'action de mécanismes régulateurs ou, d'autre part, par l'absence d'effet des paramètres physico-chimiques. Cependant, étant donné que la perte d'espèces observée dans notre étude ne semble pas entraîner indirectement de baisse significative de la densité totale, on suppose que les espèces résistantes occupent les niches abandonnées par les espèces plus sensibles. Tonn (1985) a documenté l'effet de compensation de densité dans des assemblages multispécifiques de poissons de cinq lacs du Wisconsin selon l'absence et la présence des différentes espèces.

3.7 BIOMASSE

Les biomasses totales par unité d'effort (BUE) des 74 lacs sont significativement influencées par plusieurs variables physico-chimiques et morphométriques (Tableau 3.4). Pour normaliser les résidus rattachés aux BUE, lesquelles présentaient des valeurs nulles, nous avons procédé à une tranformation logarithmique de la forme ($\log_{10}$ BUE+1) sur l'ensemble des données. L'analyse du tableau 3.4 permet de constater que la concentration d'ions H^+ est la variable qui permet de mieux prévoir les BUE ($r= -0,40$, $P \leq 0,001$) (Annexe 3.7.1), suivi du pH ($r= 0,37$, $P \leq 0,001$) (Figure 3.14), de l'alcalinité ($r= 0,35$, $P \leq 0,01$) (Annexe 3.7.1), de la concentration d'ions Ca^{++} ($r= 0,31$, $P \leq 0,01$) (Annexe 3.7.1) et de la profondeur moyenne ($r= -0,28$, $P \leq 0,05$) (Annexe 3.7.1). Frenette (1986) a trouvé une relation similaire avec la concentration d'ions H^+ pour 17 lacs du Témiscamingue. Lors de la réacidification d'un lac chaulé, Schofield et al. (1989) ont observé une baisse rapide de la biomasse d'une population d'omble de fontaine causée par une augmentation de la mortalité et un ralentissement de la croissance. Toutefois, pour le nord de la Mauricie, Tremblay (1989) n'a pu observer de relation entre les biomasses totales et les paramètres physico-chimiques et morphométriques.

Tableau 3.4 Équations de régression entre la biomasse totale par unité d'effort (BUE) et les principales variables physico-chimiques et morphométriques (région hydrographique de l'Outaouais, 1985-86).

Régressions simples	n	r	P
$\log_{10}(BUE + 1) = 3,661 - 0,046\ [H^+]$	74	-0,40	$\leq 0,001$
$\log_{10}(BUE + 1) = 1,02 + 0,43\ (pH)$	74	0,37	$\leq 0,001$
$\log_{10}(BUE + 1) = 3,297 + 0,004\ (Alcalinité)$	74	0,35	$\leq 0,01$
$\log_{10}(BUE + 1) = 2,894 + 0,005\ [Ca^{++}]$	74	0,31	$\leq 0,01$
$\log_{10}(BUE + 1) = 3,762 - 0,057\ (Profondeur\ moyenne)$	73	-0,28	$\leq 0,05$

Régression multiple	n	r	P
$\log_{10}(BUE + 1) = 0,70 + 0,57\ (pH) - 0,09\ (Profondeur\ moyenne)$	73	0,54	$\leq 0,001$

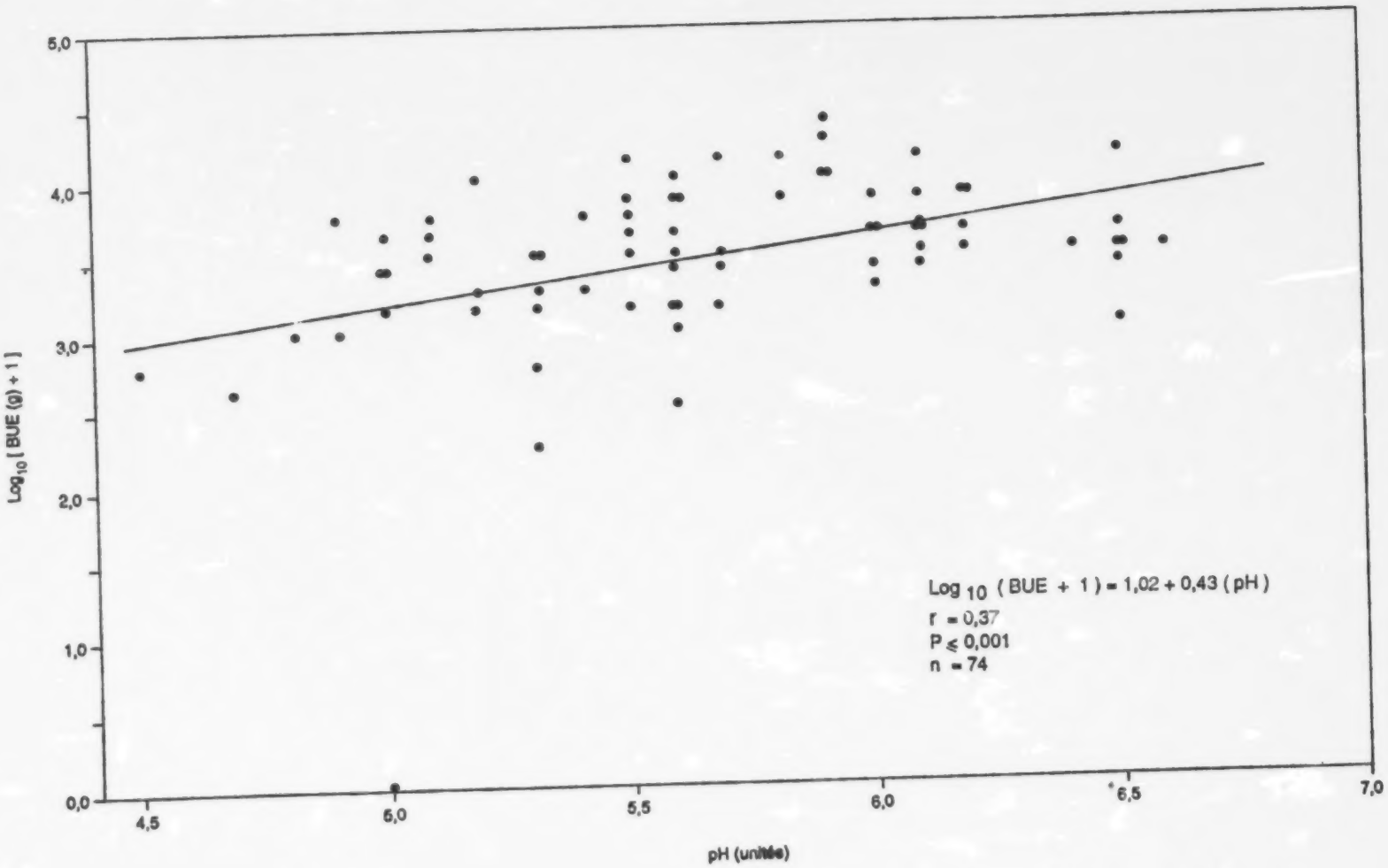


Figure 3.14. RELATION ENTRE LA BIOMASSE TOTALE PAR UNITÉ D'EFFORT (BUE) ET LE pH DE 74 LACS DE LA RÉGION HYDROGRAPHIQUE DE L'OUTAOUAIS.

À la section 3.2.1, nous avons passé en revue les effets du pH, de l'alcalinité et du calcium sur la diversité spécifique. Les variations de BUE seraient possiblement l'expression de ces effets au niveau de la production piscicole. Concernant la profondeur moyenne, son taux de corrélation avec la biomasse est peu élevé ($r= -0,28$, $P \leq 0,05$). Cependant, l'analyse de régression multiple de type pas à pas (SAS, 1982) montre qu'elle constitue avec le pH le meilleur modèle prévisionnel des BUE ($r=0,54$, $P \leq 0,001$). Les travaux de Marshall et Ryan (1987) ont démontré que la profondeur moyenne exerçait la plus grande influence sur la production piscicole des espèces étudiées de 75 lacs de la forêt boréale. Cette influence résultait de modifications du régime thermique et du cycle des matières nutritives. Ryder et al. (1974) ont démontré que les lacs peu profonds ont une productivité piscicole supérieure aux lacs profonds. Plusieurs variables interdépendantes telles la température moyenne de l'épilimnion, plus élevée dans les lacs peu profonds, et la plus grande surface de la zone littorale comprise dans la zone euphotique favorisent cette productivité.

Par ailleurs, il est connu que la stabilité de la biomasse est une propriété conservatrice des écosystèmes et est indépendante du nombre d'espèces présentes dans le milieu (Hanson et Legget, 1982, 1985; Tonn, 1985). Selon Odum (1985), lorsqu'un stress, telle la diminution de la diversité spécifique, est détecté au niveau de l'écosystème, cela constitue un signal d'alarme indiquant la rupture de l'homéostasie de cet écosystème. Pour la région hydrographique de l'Outaouais, la baisse des biomasses piscicoles, couplée à la réduction du nombre d'espèces, indiquent que l'acidité lacustre fait subir un stress aux écosystèmes lacustres, à un point où leur équilibre est possiblement rompu.

3.7.1 Influence de la couleur de l'eau

Les biomasses totales par unité d'effort sont significativement réduites à mesure que le pH décroît tant dans les lacs colorés ($r=0,44$, $P \leq 0,01$) que dans les lacs non colorés ($r=0,48$, $P \leq 0,01$) (Figure 3.15). L'analyse de covariance montre que les pentes des deux droites ne sont pas significativement différentes ($F= 1,59$, $P \geq 0,20$), contrairement à

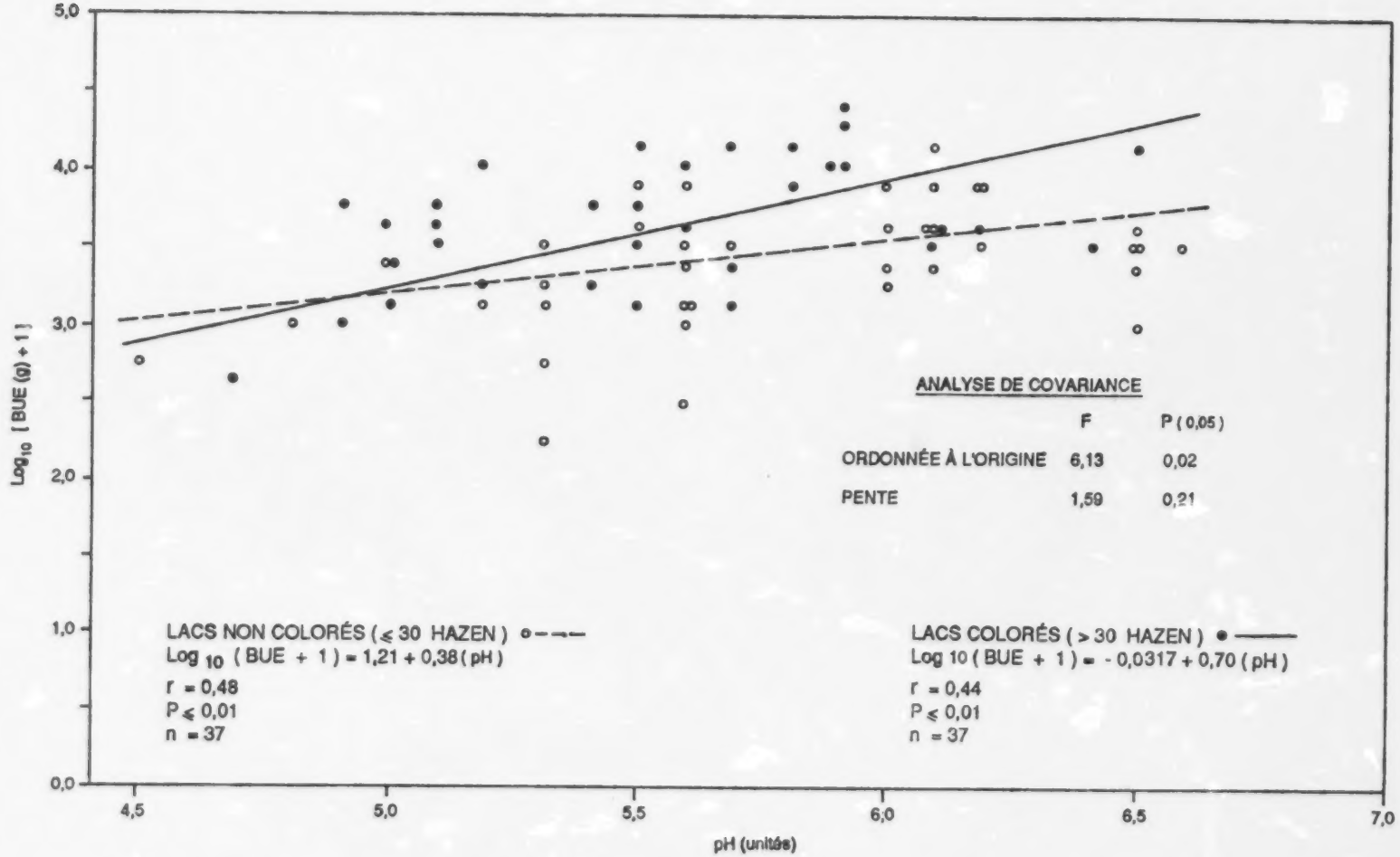


Figure 3.15. RELATION ENTRE LA BIOMASSE TOTALE PAR UNITÉ D'EFFORT (BUE) ET LE pH DE 74 LACS COLORÉS ET NON COLORÉS DE LA RÉGION HYDROGRAPHIQUE DE L'OUTAOUAIS.

leur ordonnée à l'origine ($F= 6,13$, $P \leq 0,05$). Cette différence au niveau des ordonnées à l'origine s'expliquerait par la différence significative des biomasses moyennes par unité d'effort (Test de Wilcoxon, $P \leq 0,01$), où la BUE moyenne des lacs colorés est près du double de celle des lacs non colorés (Tableau 3.5). La profondeur moyenne plus faible des lacs colorés leur confère une productivité supérieure et serait responsable de cette biomasse moyenne plus élevée. Donc, indépendamment de la couleur de l'eau, on assiste à la rupture de l'homéostasie de ces écosystèmes lacustres.

Tableau 3.5 Biomasse moyenne par unité d'effort et profondeur moyenne de 74 lacs colorés (> 30 Hazen) et non colorés (≤ 30 Hazen) de la région hydrographique de l'Outaouais.

Paramètres	lacs colorés	lacs non colorés
Biomasse moyenne (g/U.E)	6474,45 ± 5851,43	3434,95 ± 2880,52
n	37	37
Profondeur moyenne (m)	3,68 ± 1,66	6,56 ± 3,09
n	37	36

3.7.2 Effets des communautés piscicoles

Les biomasses totales par unité d'effort sont influencées par le pH dans la communauté sans prédateurs ($r= 0,47$, $P \leq 0,05$), tandis que cette même relation n'est pas significative dans la communauté à prédateurs ($r= 0,10$, $P \geq 0,10$) (Figure 3.16). Ce résultat indique que la pression de prédation peut masquer les effets de l'acidité sur la

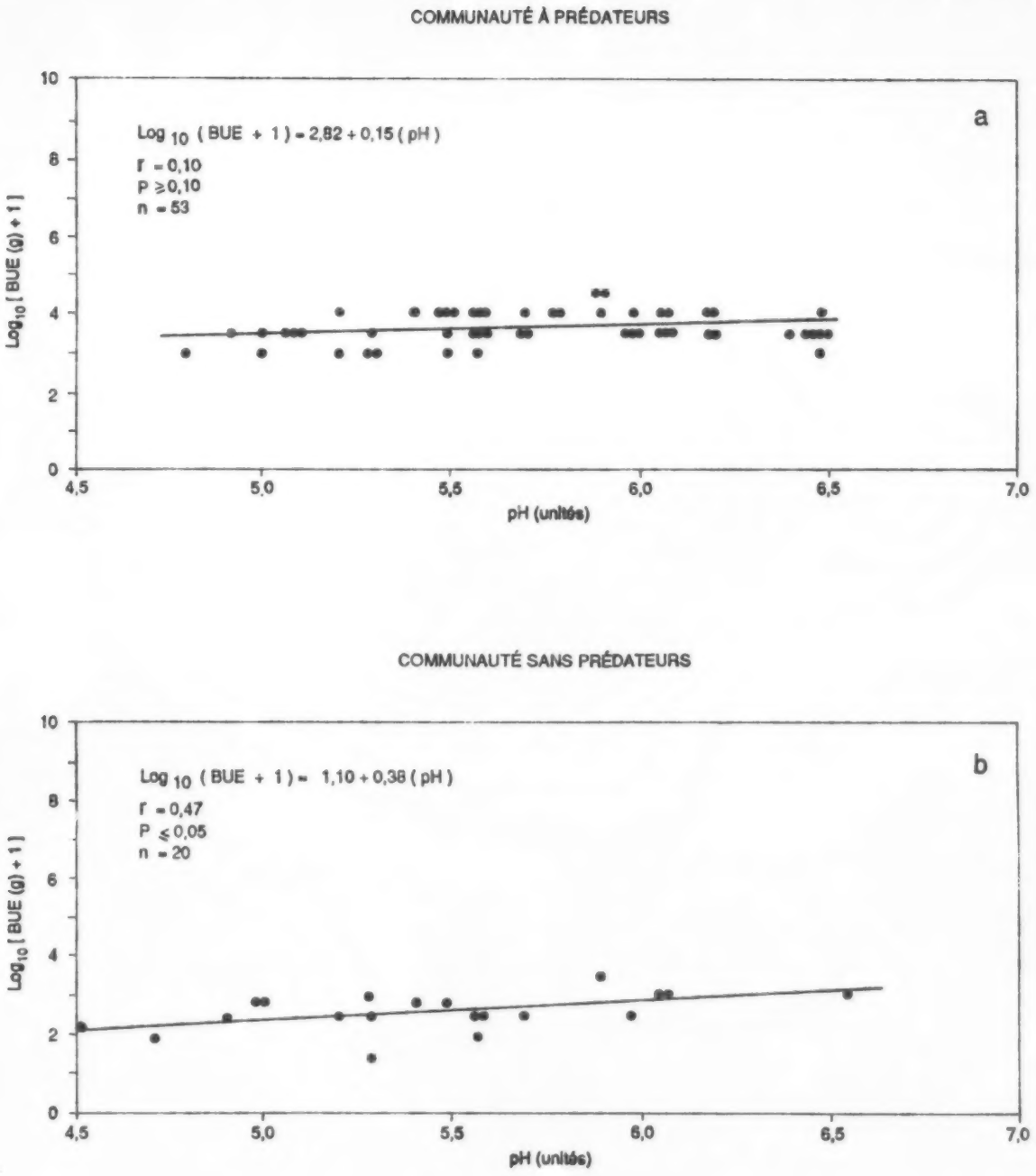


Figure 3.16. RELATION ENTRE LA BIOMASSE TOTALE PAR UNITÉ D'EFFORT (BUE) ET LE pH DE LA COMMUNAUTÉ À PRÉDATEURS (a) ET SANS PRÉDATEURS (b) DE LA RÉGION HYDROGRAPHIQUE DE L'OUTAOUAIS.

biommasse piscicole. On suppose donc que des communautés piscicoles distinctes réagiront différemment au stress acide, ce qui rejoint l'hypothèse proposée par Marshall et Ryan (1987). L'analyse par association piscicole permet en certaines occasions d'identifier la présence d'effets néfastes advenant le cas où une analyse globale indiquerait l'absence de tels effets.

CHAPITRE 4

MODÈLE D'ESTIMATION DES PERTES DE POPULATIONS DE POISSONS

Quel est l'impact potentiel des précipitations acides sur les écosystèmes aquatiques du Québec? Les décideurs politiques et l'ensemble de la population demandent une réponse scientifique claire et précise à cette question. La mise au point de modèles simples et rigoureux qui prennent en compte les effets de l'acidification sur la qualité de l'eau et sur la faune aquatique permet d'obtenir des estimations de pertes de populations qui, de plus, sont défendables envers les critiques (Marmorek et al., 1990). Nous avons élaboré un modèle empirique qui repose, d'une part, sur la relation existant entre le nombre d'espèces de poissons et le pH lacustre et, d'autre part, sur la qualité de l'eau actuelle et passée. Ce modèle permet d'estimer le nombre de populations de poissons disparues par l'acidification pour une région hydrographique.

À l'aide de l'équation de régression permettant d'obtenir le nombre d'espèces en fonction d'un pH donné (nombre d'espèces = -8,17 + 2,21(pH); section 3.2), nous avons estimé le nombre de populations de poissons éliminées par l'acidification anthropique dans la région hydrographique de l'Outaouais (Tableau 3.6). Pour assurer la représentativité du modèle, nous avons limité notre estimation aux lacs dont la superficie varie de 20 à 200 ha puisque l'équation de régression a été élaborée à partir des lacs de cet intervalle de superficie. Parmi les 7 253 lacs de 10 à 2 000 ha présents sur le territoire de l'Outaouais, 317 ont été sélectionnés au hasard par Dupont (1988) afin de quantifier statistiquement le niveau d'agression induit par les précipitations acides sur l'ensemble de la région hydrographique. De ce nombre, 168 lacs répondaient aux critères de superficie 20 à 200 ha.

Connaissant le pH de chacun de ces lacs, et en appliquant l'équation précédente, on estime à 834 le nombre total de populations présentes dans les 168 plans d'eau échantillonnés. À l'aide du modèle SIGMA/SLAM (Dupont

Tableau 3.6 Estimation du nombre de populations de poissons éliminées par l'acidification dans les lacs de 20 à 200 hectares de la région hydrographique de l'Outaouais.

Période pré-acidification estimée (1900-1920)				1985-1986				
pH	nombre de lacs	nombre d'espèces	nombre de populations	pH	nombre de lacs	nombre d'espèces	nombre de populations	Perte de populations
4,6	0	2,0	0	4,6	1	2,0	2,0	
4,8	0	2,4	0	4,8	0	2,4	0	
4,9	0	2,7	0	4,9	1	2,7	2,7	
5,0	0	2,9	0	5,0	5	2,9	14,4	
5,1	0	3,1	0	5,1	1	3,1	3,1	
5,2	0	3,3	0	5,2	3	3,3	10,0	
5,3	0	3,5	0	5,3	0	3,5	0	
5,4	0	3,8	0	5,4	10	3,8	37,6	
5,5	0	4,0	0	5,5	9	4,0	35,9	
5,6	0	4,2	0	5,6	10	4,2	42,1	
5,7	0	4,4	0	5,7	11	4,4	48,7	
5,8	0	4,6	0	5,8	19	4,6	88,3	
5,9	0	4,9	0	5,9	15	4,9	73,0	
6,0	1	5,1	5,1	6,0	12	5,1	61,1	
6,1	2	5,3	10,6	6,1	22	5,3	116,8	
6,2	1	5,5	5,5	6,2	15	5,5	83,0	
6,3	6	5,8	34,5	6,3	4	5,8	23,0	
6,4	24	6,0	143,4	6,4	9	6,0	53,8	
6,5	55	6,2	340,7	6,5	8	6,2	49,6	
6,6	38	6,4	243,8	6,6	5	6,4	32,1	
6,7	22	6,6	146,0	6,7	2	6,6	13,3	
6,8	8	6,9	54,9	6,8	3	6,9	20,6	
6,9	4	7,1	28,3	6,9	1	7,1	7,1	
7,0	5	7,3	36,5	7,0	0	7,3	0	
7,1	0	7,5	0	7,1	0	7,5	0	
7,2	0	7,7	0	7,2	1	7,7	7,7	
7,3	0	8,0	0	7,3	0	8,0	0	
7,4	2	8,2	16,4	7,4	1	8,2	8,2	
n total:	168		1065,7		168		833,9	231,8
Extrapolation: (3844 lacs)			24385				19080,5	5304,3

et Grimard, 1989) et en considérant une concentration moyenne annuelle pondérée de 10 µéq/L de sulfates dans les dépôts humides, nous pouvons estimer le pH originel de ces lacs tel qu'il devait exister avant qu'ils ne subissent les effets d'une acidification anthropique. En appliquant de nouveau la même équation à partir des pH originels, on évalue alors à 1 066 le nombre de populations qui auraient habité ces milieux. Sur cette base, on établit à 231 le nombre de populations disparues à la suite de l'acidification des seuls lacs échantillonnés.

Si on pose comme hypothèse que la proportion de lacs entre 20 et 200 ha dans la population totale est similaire à celle observée dans le sous-échantillon, soit 168 sur 317 (53 pour cent), on estime alors à 3 844 le nombre de lacs ayant une telle superficie parmi les 7 253 lacs de superficie 10 à 2 000 ha dans l'Outaouais. En extrapolant la perte des populations de poissons à l'ensemble de ces lacs, nous estimons que l'acidification serait responsable de la disparition de près de 5 300 d'entre elles.

Nous pouvons également poser l'hypothèse que les communautés piscicoles observées dans les lacs de 20 à 200 ha sont similaires à celles que l'on pourrait retrouver dans les lacs de 10 à 2 000 ha. Le nombre de populations de poissons existant dans les lacs de 10 à 20 ha ne devrait pas être très différent de celui observé dans les lacs de 20 ha et plus, alors que celui caractérisant les lacs de plus de 200 ha n'est sûrement pas inférieur à celui des lacs de 20 à 200 ha. Cette hypothèse nous permet d'extrapoler qualitativement les conditions observées dans les lacs de 20 à 200 ha à l'ensemble des lacs de 10 à 2 000 ha. L'extrapolation des résultats obtenus sur les 3 844 lacs à l'ensemble des 7 253 lacs implique qu'environ 10 000 populations de poissons auraient disparu en raison de l'acidification anthropique. Selon Schindler et al. (1989), chaque population de poissons a un rôle à jouer dans le maintien de l'intégrité des chaînes alimentaires et des cycles biogéochimiques. La disparition de populations diminue donc le potentiel de transformation et de transfert d'énergie entre les niveaux trophiques, avec comme conséquence, l'augmentation de l'entropie dans l'écosystème. De fait, il est utopique de croire que la restauration biologique

pourrait avoir lieu à court terme, puisque, depuis la dernière glaciation, plus de 10 000 ans ont contribué à structurer ces communautés piscicoles.

De plus, il faut retenir que cette dernière estimation est probablement conservatrice puisque nous n'avons pas considéré les lacs de moins de 10 ha, leur nombre excédant 20 000 dans la région de l'Outaouais (J. Dupont, MENVIQ; commun. pers., 1989). Bien que le nombre de populations de poissons dans chacun de ces lacs soit possiblement inférieur à celui des lacs de plus de 10 ha, on suppose que les pertes de populations de poissons dans l'ensemble des 33 080 lacs sensibles de la région de l'Outaouais sont nettement supérieures à l'estimation de 10 000 avancée précédemment. En effet, il est reconnu que pour un dépôt acide donné, le niveau d'acidité de ces petits lacs est plus élevé que celui des lacs de plus grande superficie (Dupont, 1988).

CHAPITRE 5

CONCLUSION GÉNÉRALE

L'analyse des pêches expérimentales effectuées dans 74 lacs de la région hydrographique de l'Outaouais montre que leurs populations piscicoles sont fortement touchées par l'acidification des eaux lacustres. Le pH de ces lacs varie de 4,5 à 6,6 unités. Les faibles niveaux d'alcalinité, de conductivité et de calcium mesurés dans plusieurs de ces lacs constituent des évidences qui traduisent une grande vulnérabilité à l'acidification des eaux lacustres. De plus, l'analyse des contributions relatives de sulfates et d'anions organiques à l'acidité montre que celles-ci sont principalement d'origine anthropique.

La diversité spécifique est influencée par plusieurs variables physico-chimiques et morphométriques. Le pH, l'alcalinité et le calcium constituent les variables qui permettent le mieux de prévoir le nombre d'espèces piscicoles présentes. La diversité spécifique diminue à mesure que les valeurs de chacune de ces variables décroissent. À l'opposé, nous avons observé que la diminution de la diversité spécifique est liée à l'augmentation de l'altitude et de la concentration d'aluminium filtré. L'analyse de régression multiple a démontré que le pH et l'altitude étaient les meilleures variables explicatives d'un modèle prévisionnel du nombre d'espèces. Au niveau écosystémique, la diminution de la diversité spécifique est considérée comme le signal d'alarme indiquant la rupture de l'homéostasie du système.

On a longtemps supposé que les populations de poissons retrouvées dans les lacs colorés du Bouclier canadien étaient moins touchées par les effets directs et indirects d'une acidification d'origine anthropique. Essentiellement, on suppose que les acides humiques mitigent les effets néfastes des éléments toxiques associés à l'acidité. Cependant, pour la région hydrographique de l'Outaouais,

le nombre d'espèces diminue tant dans les lacs colorés (> 30 Hazen) que dans les lacs non colorés (≤ 30 Hazen). Ce résultat indique que cette hypothèse, généralement admise mais jamais démontrée en conditions naturelles, n'est pas vraisemblable pour la région d'étude.

La distribution des espèces en fonction de l'acidité révèle une grande variabilité interspécifique. De plus, 72 pour cent des espèces n'ont pas été capturées lorsque le pH est inférieur à 5,0, comparativement à 32 pour cent à un pH inférieur ou égal à 5,5. Les espèces les plus tolérantes sont la perchaude, la barbotte brune, le grand brochet, le touladi, le raseux-de-terre et l'épinoche à cinq épines. Pour les cyprinidés (ménés), un pH de 5,1 s'avère la limite inférieure à laquelle on retrouve ces espèces. De plus , six des neuf espèces de cyprins répertoriées vont disparaître dans l'intervalle de pH 5,0-5,5. Huit espèces n'ont pas été capturées lorsque le pH est inférieur ou égal à 5,5, soit le doré jaune, le chabot tacheté, le mulet à cornes, le méné laiton, le dard-perche, le cisco de lac et le queue à tache noire. Ces espèces sont considérées à juste titre comme étant très sensibles à l'acidification des eaux lacustres. L'intervalle de pH 5,0-5,5 constitue le seuil de rupture pour la majorité des espèces de poissons de la région hydrographique de l'Outaouais. Toutefois, les résultats de fréquences d'occurence tendent plutôt à démontrer que la protection de l'ensemble de ces espèces ne peut être assurée en deçà de pH 6,0.

Par l'entremise du modèle SIGMA/SLAM, nous avons évalué que les 74 lacs de cette étude auraient subi une acidification moyenne de 0,9 unité de pH depuis le début des émissions de polluants aéroportés. Il s'avère donc peu probable que les différentes espèces de poissons puissent s'être adaptées à une telle augmentation de l'acidité sur une période aussi courte qu'une soixantaine d'années.

L'analyse des structures de taille nous a permis d'identifier les mécanismes responsables de l'absence de certaines espèces piscicoles dans les milieux acides. Nous avons noté des problèmes de recrutement chez le doré jaune, le touladi, le grand corégone, la perchaude et le

meunier noir. Les distributions de fréquences de taille où l'on note seulement la présence de poissons de grande taille sont typiques d'une acidification anthropique et pourraient constituer l'étape précédant la disparition complète de ces populations. Chez les cyprinidés, il semble que les conditions limitantes d'acidité agissent simultanément sur l'ensemble d'une population. Ceci s'expliquerait par leur comportement d'alimentation et d'évitement de la prédation qui confinerait ces espèces aux zones de forte acidité. De plus, la forte probabilité d'absence de ces espèces à des pH acides est liée à la nécessité d'établir une nouvelle classe d'âge annuelle, où une ou deux années successives d'échec de recrutement peuvent éliminer ces espèces à cycles vitaux courts.

Dans la région hydrographique de l'Outaouais, les densités piscicoles totales ne sont influencées par aucune des caractéristiques physico-chimiques et morphométriques mesurées. On suppose que des mécanismes régulateurs de densité agissent lors de pertes d'espèces. Ainsi, les espèces les plus résistantes occuperaient les niches écologiques laissées vacantes par les espèces plus sensibles.

La stabilité de la biomasse est une propriété conservatrice des écosystèmes et, de ce fait, peut être interprétée comme un indicateur de la bonne santé de l'environnement. L'analyse des biomasses piscicoles totales indique que la productivité des milieux lacustres de la région à l'étude est réduite par l'acidité.

Un modèle empirique basé, d'une part, sur la relation existant entre le nombre d'espèces de poissons et le pH lacustre et, d'autre part, sur la qualité de l'eau actuelle et passée, nous a permis d'estimer que l'acidification serait responsable de la disparition d'environ 5 300 populations de poissons dans les lacs dont la superficie varie entre 20 et 200 hectares de la région hydrographique de l'Outaouais. Plus encore, si l'on considère l'ensemble des 33 080 lacs sensibles de la région, le nombre de populations de poissons disparues serait supérieur à 10 000.

Pour la région hydrographique de l'Outaouais, l'augmentation de l'acidité cause la perte de certaines espèces de poissons, la réduction des biomasses piscicoles et l'altération des structures de taille de plusieurs espèces. Ces résultats constituent des indices démontrant que l'acidité induit un stress à ces écosystèmes lacustres, à un point où leur équilibre est possiblement rompu.

Actuellement, on s'accorde chez les scientifiques sur le fait que la réduction des émissions polluantes de SO_2 et de NO_x puisse entraîner à longue échéance la restauration physico-chimique des lacs touchés par l'acidification. Cependant, au niveau biologique, il n'existe présentement aucune évidence à l'effet que les espèces disparues puissent coloniser à nouveau les habitats perdus, pour le moins à court et moyen terme. À la perte d'espèces piscicoles vient également s'ajouter l'élimination de certains taxons d'autres niveaux trophiques, reconnus comme étant très sensibles à l'acidification tels le phytoplancton, le zooplancton et le benthos, lesquels sont parallèlement touchés. Au Québec, comme la dispersion des espèces piscicoles a été amorcée à la fin de la dernière glaciation, soit depuis près de 10 000 ans, il s'avère donc vraisemblablement illusoire de croire que la restauration biologique suivrait à court terme la réduction des émissions polluantes.

Un des objectifs fondamentaux de la politique du ministère de l'Environnement du Québec consiste à maintenir la diversité, la productivité et la pérennité des écosystèmes au Québec. Pour la région hydrographique de l'Outaouais, les résultats de cette étude nous amènent à conclure que cet objectif ne peut présentement être atteint, puisque les diminutions de diversité et de productivité observées ne permettent pas actuellement d'assurer la pérennité de ces écosystèmes aquatiques.

BIBLIOGRAPHIE

ALTSHULLER, A.P. et G.A. McBEAN, 1980. Deuxième rapport du groupe de recherche États-Unis-Canada sur le transport à grande distance de polluants atmosphériques, Environnement Canada, 39 pages.

ANDERSON, N.H., and J.R. SEDELL, 1979. "Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems", dans Ann. Rev. Entomol. 24: 351-377.

BAGENAL, T.B., and E. BRAUM, 1978. Eggs and early life history, dans Ecology of freshwater fish production, S.D. Gerking [ed.], John Wiley and Sons, New York and Toronto, pp. 165-201.

BAKER, J.P. and C.L. SCHOFIELD, 1980. Aluminium toxicity to fish as related to acid precipitation and Adirondack surface water quality, dans Acid precipitation-Effects on forest and fish project, D. Drablos et A. Tollan [éds.], Proceedings of the international conference on the ecological impact of acid precipitation, Aas, Norway, pp.292-293.

BEAMISH, R., 1976. "Acidification of lakes in Canada by acid precipitation and the resulting effects on fishes", dans Water, Air and Soil Pollut., 6: 501-514.

BEGGS, G.L., and J.M. GUNN, 1986. "Response of lake trout (Salvelinus namaycush) and brook trout (S. fontinalis) to surface water acidification in Ontario", dans Water, Air and Soil Pollut., 30: 711-717.

BERGMAN, H.L., J.S. MATTICE, and D.J.A. BROWN, 1988. "Lake acidification and fisheries project: adult brook trout (Salvelinus fontinalis)", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45: 1561-1562.

BLANCHETTE, N., et F. GIRARD, 1989. Caractérisation de l'habitat du doré jaune dans 7 lacs du Témiscamingue, en rapport avec l'effet des précipitations acides, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, SAEF Rouyn-Noranda, Québec, 72 pages.

BOOTH, C.E., D.G. McDONALD, B.P. SIMONS, and C.M. WOOD, 1988. "Effects of aluminium and low pH on net ion fluxes and ion balance in the brook trout (Salvelinus fontinalis)", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45: 1563-1574.

BREDER, C.M., 1960. "Design for fry trap", dans Zoologica, N.Y., 45: 155-159.

BRAKKE, D.F., A. HENRICKSEN, and S.A. NORTON, 1988. "Estimated background concentrations of sulfate in dilute lakes", à paraître dans Water Resources Bulletin.

BROWN, D.J.A., 1982. "The effect of pH and calcium on fish and fisheries", dans Water, Air and Soil Pollut., 18: 343-351.

BROWN, D.J.A., and K. SADLER, 1989. Fish survival in acid waters, dans Acid toxicity and aquatics animals, R. Morris, E.W. Taylor, D.J.A. Brown et J.A. Brown [éds.], Society for experimental biology, Seminar series 34, Cambridge University Press, New York, 31-44.

CAMPBELL, P.G.C., and P.M. STOKES, 1985. "Acidification and toxicity of metals to aquatic biota", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42: 2034-2049.

CAMPBELL, P.G.C., D. THOMASSIN, and A. TESSIER, 1986. "Aluminum speciation in running waters on the canadian pre-cambrian shield: Kinetics aspects", dans Water, Air and Soil Pollut., 30: 1023-1032.

CARIGNAN, R., 1989. Géochimie et géochronologie sédimentaire récente de huit lacs du Témiscamingue, INRS-eau pour le ministère de l'Environnement du Québec, Envirodoq 890521, rapport No PA-36, 152 pages.

CHARETTE, J.Y., H.G. JONES, W. SOCHANSKA, and J.M. GAUTHIER, 1984. Changes in lake water quality during spring runoff in a northern boreal forest subjected to acid precipitation, Comptes-rendus du symposium canadien d'hydrologie No 15, H.R. Whiteley [éd.], Conseil national de recherches du Canada, Comité associé d'hydrologie, Université Laval, pp. 201-220.

CHEVALIER, G., L. GAUTHIER, and G. MOREAU, 1985. "Histopathological and electron microscopic studies of gills of brook trout, Salvelinus fontinalis, from acidified lakes", dans Can. J. Zool., 63:2062-2070.

CLAYTON, J.S., W.A. EHRLICH, D.B. CANN, J.H. DAY, et I.B. MARSHALL, 1978. Soils of Canada, Research Branch, Department of agriculture, 2 volumes, 2 cartes.

COLBY, P.J., P.A. RYAN, D.H. SCHUPP, and S.L. SERNS, 1987. "Interactions in north-temperate lake fish communities", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 44 (suppl.2): 104-128.

CONROY, M.I., R. HAWLEY, and N. KELLER, 1978. Extensive monitoring of lakes in the Greater Sudbury area 1974-1976, dans Sudbury Experimental Study Report, Ontario Ministry of the Environment, 187 pages.

DAYE, P., and E. GARSIDE, 1975. "Lethal levels of pH for brook trout, Salvelinus fontinalis (Mitchill)", dans Can. J. Zool., 53:639-641.

DICKSON, W.W., 1986. "Some data on critical loads for sulfur on surface waters", dans J. Nilsson [ed.], Critical loads for sulphur and nitrogen, report from a nordic working group, Nordisk Ministerad, Miljo rapport 1986: 11, 232 pages.

DRISCOLL, C.T., 1980. Chemical characterisation of some dilute acidified lakes and streams in the Adirondack region of New York state, Ph.D. Thesis, Cornell University, New York, 309 p.

DRISCOLL, C., J. BAKER, J. BISOGNI, and C. SCHOFIELD, 1980. "Effects of aluminium speciation on fish in dilute, acidified waters", dans Nature (London), 284: 161-164.

DUPONT, J., 1986. Évolution spatiale et temporelle de l'acidité de 14 lacs de la région de Portneuf pour la période 1982-1983, ministère de l'Environnement du Québec, Direction des relevés aquatiques, Publication PA-21, 97 p.

DUPONT, J., 1988. État de l'acidité des lacs de la région hydrographique de l'Outaouais, Réseau québécois de surveillance de l'acidité des eaux de surface, Direction de la qualité du milieu aquatique, ministère de l'Environnement du Québec, ACIDOQ No 878003, Envirodoq No 870249, rapport No PA-29, 99 pages, 2 annexes.

DUPONT, J., and Y. GRIMARD, 1989. "A simple dose-effect model of lake acidity in Québec (Canada)", dans Water, Air and Soil Pollut., 44: 259-272.

ENVIRONNEMENT CANADA, 1980. Inventaire national des sources naturelles et des émissions de composés de soufre, Direction générale de l'assainissement de l'air, Service de la protection de l'Environnement, rapport EPS-3-AP-79-2F, 80 pages.

FRENETTE, J.J., 1986. Effet de l'acidité sur les communautés ichtyologiques de 17 lacs du Témiscamingue, Direction des relevés aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, publication No PA-23, Envirodoq No 860150, 102 pages.

FRENETTE, J.-J., and J.J. DODSON, 1984. "Brook trout (Salvelinus fontinalis) population structure in acidified Lac Tantaré, Québec", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41: 865-877.

FRENETTE, J.J., Y. RICHARD, and G. MOREAU, 1986. "Fish responses to acidity in Québec lakes: a review", dans Water, Air and Soil Pollut., 30: 461-476.

FRONTIER, S., 1983. "L'échantillonnage de la diversité spécifique", dans S. Frontier, [éd.], Stratégies d'échantillonnage en écologie, pp. 416-436. Masson, Paris.

FRYER, J. N., W. H. TAM, B. VALENTINE, and R. E. TIKKALA, 1988. "Prolactin cell cytology, plasma electrolytes, and whole-body sodium efflux in acid-stressed brook trout (Salvelinus fontinalis)", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45: 1212-1221.

GALLOWAY, J.N., G.E. LIKENS, W.C. KEENE, and J.M. MILLER, 1982. "The composition of precipitation in remote areas of the world", dans J. Geophys. Res., 87 (11): 8771-8776.

GALLOWAY, J.N., Z. DIANWU, X. JILING, and G.E. LIKENS, 1987. "Acid rain: China, United States, and a remote area", dans Science, 236: 1559-1562.

GRAHN, O., 1977. "Macrophyte succession in swedish lakes caused by deposition of airborne acid substances", dans Water, Air and Soil Pollut., 7: 295-305.

GRANDE, M., I. MUNIZ, and S. ANDERSEN, 1978. "Relative tolerance of some salmonids to acid water", dans Verh. Int. Ver. Limnol., 20: 2076-2084.

GRANDTNER, M.M., 1966. La végétation forestière du Québec méridional, Les presses de l'Université Laval, Québec, 216 pages.

GREEN, R.H., and G.L. VASCOTTO, 1978. "A method for the analysis of environmental factors controlling patterns of species composition in aquatic substances", dans Ambio, 3: 93-94.

GUNN, J.M., and W. KELLER, 1984. "Spawning site water chemistry and lake trout (Salvelinus namaycush) sac fry survival during spring snowmelt", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41: 319-329.

GUNN, J.M., 1986. "Behaviour and ecology of salmonid fishes exposed to episodic pH depressions", dans Environ. Biol. Fish., 17(4): 241-252.

HALL, D.J., and E.E. WERNER, 1977. "Seasonal distribution and abundance of fishes in the littoral zone of a Michigan lake", dans Trans. Am. Fish. Soc., 106 (6): 545-555.

HALL, D.J., E.E. WERNER, J.F. GILLIAM, G.G. MITTLEBACH, D. HOWARD, C.G. DONER, J.A. DICKERMAN, and A.J. STEWART, 1979. "Diel foraging behavior and prey selection in the golden shiner (Notemigonus crysoleucas)", dans J. Fish. Res. Board Can., 36: 1029-1039.

HANSON, J.M., and W.C. LEGGET, 1982. "Empirical prediction of fish biomass and yield", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 39: 257-263.

HANSON, J.M., and W.C. LEGGET, 1985. "Experimental and field evidence for inter- and intraspecific competition in two freshwater fishes", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42: 280-286.

HARVEY, H.H., 1975. "Fish populations in a large group of acid stressed lakes", dans Verh. Int. Ver. Limn., 19: 2406-2417.

HARVEY, H.H., 1979. "The acid deposition problem and emerging research needs in the toxicology of fishes", dans Proc. Fifth Ann. Aquatic Toxicity Workshop, Hamilton, Ontario, 7-9 november 1978, Fish, Mar. Serv. Tech. Rep. 862, pp. 115-128.

HARVEY, H.H., 1980. Widespread and diverse changes in the biota for North American lakes and rivers coincident with acidification, dans Acid precipitation-Effects on forest and fish project, D. Drablos et A. Tollan [éds.], Proceedings of the international conference on the ecological impact of acid precipitation, Aas, Norway, pp. 93-98.

HAZEL, P.-P., et R. FORTIN, 1985. Le doré jaune (Stizostedion vitreum Mitchill) au Québec - Biologie et gestion, Direction de la faune aquatique, Service des espèces d'eau fraîche, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, 410 p.

HENDERSON, P.A., 1985. "An approach to the prediction of temperate freshwater fish communities", dans J. Fish. Biol. 27 Suppl. A: 279-291.

HENRIKSEN, A., W.W. DICKSON, and D.F. BRAKKE, 1987. "Estimates of critical loads for sulphur to surface waters", pp. 87-120, dans J. Nilsson [ed.], Critical loads for sulphur and nitrogen, Report from a Nordic working group, Nordisk ministerad, Miljo rapport 1986: 11, 232 pages.

HENRIKSEN, A., L. LEIN, B.O. ROSSELAND, T.S. TRAAEN, and I.S. SEVALDRUD, 1989. "Lake acidification in Norway: Present and predicted fish status", dans Ambio, 18(6): 314-321.

HESTHAGEN, T., 1989. "Episodic fish kills in an acidified salmon river southwestern Norway", dans Fisheries, 14(3): 10-17.

HOLTZE, K.E., and N.J. HUTCHINSON, 1989. "Lethality of low pH and Al to early life stages of six fish species inhabiting Precambrian Shield waters in Ontario", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 1188-1202.

HULSMAN, P.F., P.M. POWLES, and J.M. GUNN, 1983. "Mortality of walleye eggs and rainbow trout yolk-sac larvae in low-pH waters of the LaCloche Mountain area, Ontario", dans Trans. Am. Fish. Soc., 112: 680-688.

HUTCHINSON, N.J., K.E. HOLTZE, J.R. MUNRO, and T.W. PAWSON, 1989. "Modifying effects of life stage, ionic strenght and post-exposure mortality on lethality of H^+ and Al to lake trout and brook trout", dans Aquat. Toxicol., 15: 1-26.

JACQUES, G., et G. BOULET, 1988. Réseau d'échantillonnage des précipitations du Québec: Sommaire des données de la qualité des eaux de précipitations 1986, ministère de l'Environnement, No Envirodoq 880107, No Acidoc AC882001, rapport No PA-31, 77 pages.

JACQUES, G., et Y. GRIMARD, 1987. Réseau d'échantillonnage des précipitations du Québec: Sommaire des données de la qualité des eaux de précipitations 1985, ministère de l'Environnement du Québec, rapport PA-26, Envirodoq 870056, Acidoc AC873001, 73 pages.

JOHANSSON, N., and J.E. KIHLSTROM, 1975. "Pikes (Esox lucius L.) shown to be affected by low pH values during first weeks after hatching", dans Environ. Research, 9: 12-17.

JOHANSSON, N., D. RUNN, and G. MILBRINK, 1977. "Early development of three salmonid species in acidified water", dans Zoom, 5: 127-132.

JONES, M.L., D.R. MARMOREK, B.S. REUBER, P.J. McNAMEE, and L.P. RATTIE, 1986. "Brown waters": relative importance of external and internal sources of acidification of catchment biota, review of existing knowledge, ESSA Environmental and Social Systems Analysts Ltd., pour Pêches et Océans Canada et Environnement Canada, LRTAP Workshop no 5, 85 pages.

KARLSSON-NORRGREN, L., I. BJORKLUND, O. LJUNGBERG, and P. RUNN, 1986. "Acid water and aluminium exposure: experimentally induced gill lesions in brown trout, Salmo trutta L.", dans J. Fish Diseases 9: 11-25.

KELSO, J.R.M., and J.M. GUNN, 1984. Responses of fish communities to acidic waters in Ontario, dans Acid precipitation series - volume 6, Early biotic responses to advancing lake acidification, J.I. Teasley [ed.], Butterworth publishers, Stoneham, MA, pp. 105-115.

KELSO, J.R.M., C.K. MINNS, J.E. GRAY, et M.L. JONES, 1987. L'acidification des eaux de surface dans l'est du Canada et son incidence sur le biote aquatique, dans Publ. Spéc. Can. Sci. Halieut. Aquat., 47 pages.

KELSO, J.R.M., and D.S. JEFFRIES, 1988. "Response of headwater lakes to varying atmospheric deposition in north-central Ontario, 1975-1985", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45: 1905-1911.

LACROIX, G.L., 1985. "Plasma ionic composition of the atlantic salmon, Salmo salar, white sucker (Catostomus commersoni), and alewife (Alosa pseudoharengus) in some acidic rivers of Nova Scotia", dans Can. J. Zool., 63: 2254-2261.

LAPPALAINEN, A., M. RASK, and P. VUORINEN, 1988. "Acidification affects the perch, Perca fluviatilis, populations in small lakes of southern Finland", dans Environ. Biol. Fish., 21(3): 231-239.

LEINO, R.L., P. WILKINSON, and J.G. ANDERSON, 1987. "Histopathological changes in the gill of pearl dace, Semotilus margarita, and fathead minnows, Pimephales promleas, from experimentaly acidified Canadian lakes", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 44 (suppl.1): 126-134.

LEIVESTAD, H., 1982. Physiological effects of acid on fish, dans Acid rain/fisheries. R. Johnson [ed.], Northeastern Division, American Fisheries Society, Bethesda, MD., 157-164.

LEGENDRE, P., and V. LEGENDRE, 1984. "Postglacial dispersal of freshwater fishes in the Québec peninsula", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41: 1781-1802.

MAGNUSON, J.J., J.P. BAKER, and F.J. RAHEL, 1984. "A critical assessment of effects of acidification on fisheries in North America", dans Phil. Trans. R. Soc. Lond., B305: 501-516.

MARGALEF, R., 1981. Stress in ecosystems: a future approach, dans Stress effects on natural ecosystems, G.W. Barrett and R. Rosenberg [eds.], John Wiley & Sons, New York, pp. 281-289.

MARMOREK, D.R., M.L. JONES, C.K. MINNS, and F.C. ELDER, 1990. "Assessing the potential extent of damage to inland lakes in eastern Canada due to acidic deposition. 1. Development and evaluation of a simple "site" model", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 47: 55-66.

MARSHALL, T.R, and P.A. RYAN, 1987, "Abundance patterns and community attributes of fishes relative to environmental gradients", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 44 (suppl. 2): 198-215.

McCORMICK, J.H., K.M. JENSEN, and L.E. ANDERSON, 1989. "Chronic effects of low pH and elevated aluminum on survival, maturation, spawning and embryo-larval development of the fathead minnow in soft water", dans Water, Air and Soil Pollut., 43: 293-307.

McDONALD, D.G., and C.L. MILLIGAN, 1988. "Sodium transport in the brook trout, Salvelinus fontinalis: Effects of prolonged low pH exposure in the presence and absence of aluminium", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45 : 1606-1613.

MENENDEZ, R., 1976. "Chronic effect of reduced pH on brook trout (Salvelinus fontinalis)", dans J. Fish. Res. Board Can., 33: 118-123.

MILLS, K.H., and D.W. SCHINDLER, 1986. "Biological indicators of lake acidification", dans Water, Air and Soil Poll., 30: 779-789.

MOREAU, G., C. BARBEAU, J. J. FRENETTE, F. LÉVESQUE, J. SAINT-ONGE et M. SIMONEAU, 1984. Influence des précipitations acides sur les populations d'Omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) du Parc des Laurentides, Centreau, université Laval, La Direction des inventaires et de la recherche, ministère de l'Environnement du Québec, publication No PA-7, Envirodoq No 840471, 123 pages.

MOUNT, D.R., J.R. HOCKETT, and W.A. GERN, 1988a. "Effect of long-term exposure to acid, aluminium, and low calcium on adult brook trout (Salvelinus fontinalis). 2. Vitellogenesis and osmoregulation", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45: 1633-1642.

MOUNT, D.R., C.G. INGERSOLL, D.D. GULLEY, J.D. FERNANDEZ, T.W. LAPOINT, and H.L. BERGMAN, 1988b. "Effect of long-term exposure to acid, aluminum, and low calcium on adult brook trout (Salvelinus fontinalis). 1. Survival, growth, fecundity, and progeny survival", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45: 1623-1632.

MUIR, B.S., 1969. " Gill dimensions as a function of fish size", dans J. Fish. Res. Board Can., 26: 165-170.

NAUD, M., and P. MAGNAN, 1988. "Diel onshore-offshore migrations in northern redbelly dace, Phoxinus eos (Cope), in relation to prey distribution in a small oligotrophic lake" dans Can. J. Zool., 66: 1249-1253.

NEVILLE, C.M., and P.G.C. CAMPBELL, 1988. "Possible mechanisms of aluminum toxicity in a dilute, acidic environment to fingerlings and older life stages of salmonids", dans Water, Air and Soil Pollut., 42: 311-327.

ODUM, E.P., 1985. "Trends expected in stress ecosystems", dans Bioscience, 35: 419-422.

OKLAND, J., 1980a. Environment and snails (Gastropoda): studies of 1000 lakes in Norway, dans Acid precipitation-Effects on forest and fish project, D. Drablos et A. Tollan [éds.], Proceedings of the international conference on the ecological impact of acid precipitation, Aas, Norway, pp.322-323.

OKLAND, K.A., 1980b. Mussels and crustaceans. Studies of 1000 lakes in Norway, dans Acid precipitation-Effects on forest and fish project, D. Drablos et A. Tollan [éds.], Proceedings of the international conference on the ecological impact of acid precipitation, Aas, Norway, pp. 324-325.

O.M.E., 1979. Determination of the susceptibility to acidification of pourly buffered surface waters, Ontario Ministry of Environment, Limnology and Toxicity Section, Water Ressources Branch, 21 pages.

PAUL, M., et Y. RICHARD, 1985. Évaluation de la qualité biophysique de neuf lacs de la Z.E.C. des Martres, Charlevoix, Québec, Direction des relevés aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, publication No PA-14, Envirodoq No 850236, 127 pages.

PAUWELS, S.J., and T.A. HAINES, 1986. "Fish species distribution in relation to water chemistry in selected Maine lakes", dans Water, Air and Soil Pollut., 30: 477-488.

PETERSEN, R.C. Jr., and U. PERSSON, 1987. "Comparaison of the biological effects of humic materials under acidified conditions", dans Sci. Total Env., 62: 387-398.

PETERSON, R.H., K. COOMBS, J. POWER, and U. PAIM, 1989. "Responses of several fish species to pH gradients", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 67: 1566-1572.

PROULX, H., G. JACQUES, A.-M. LAMOTHE, et J. LITYNSKI, 1987. Climatologie du Québec méridional, Direction de la météorologie, ministère de l'Environnement du Québec, publication No M.P. 65, Envirodoq No 870317 198 pages, 4 annexes.

RAHEL, F.J., 1983. "Population differences in acid tolerance between yellow perch, Perca flavescens, from naturally acidic and alkaline lakes", dans Can. J. Zool., 61: 147-152.

RAHEL, F.J., 1986. "Biogeographic influences on fish species composition of northern Wisconsin lakes with applications for lake acidification studies", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 43: 124-134.

RAHEL, F.J., and J.J. MAGNUSON, 1983. "Low pH and the absence of fish species in naturally acidic Wisconsin lakes: Inferences for cultural acidification", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 40: 3-9.

RAPPORT, D.J., H.A. REGIER, and T.C. HUTCHINSON, 1985. "Ecosystem behavior under stress", dans Am. Nat., 125: 617-640.

RICHARD, Y., 1982. Relations entre le niveau d'acidité de 158 lacs du parc des Laurentides et l'évolution de leurs statistiques de pêche au cours des neufs dernières années, Service de la qualité des eaux, ministère de l'Environnement du Québec, publication No PA-5, Envirodoq No 03921, 115 pages, 2 annexes.

RICHARD, Y., 1985. Influence du niveau d'acidité des milieux lacustres sur la faune ichtyologique de la région de Portneuf, Québec, Direction des relevés aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, Publication No PA-15, Envirodoq No 850237, 197 pages, 10 annexes.

RICHARD, Y., 1986. Effets de l'acidité sur les populations ichtyologiques de la Z.E.C. des Martres, Charlevoix, Québec, Direction des relevés aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, publication No PA-22, Envirodoq No 850741, 47 pages, 1 annexe.

RICHARD, Y., 1988. Effets de l'acidité sur les organismes benthiques des lacs et émissaires de la Z.E.C. des Martres, Charlevoix, Québec, Publication No PA-28, Envirodoq No 870295, Acidoc No AC879001, 92 pages, 2 annexes.

RMCC, 1990. Assessment of the state of knowledge on the long-range transport of air pollutants and acid deposition, Part IV: Aquatic effects, Federal-Provincial Research and Monitoring Commitee, 1990 LRTAP Assessment, en préparation.

ROBINSON, G.D., W.A. DUNSON, J.W. WRIGHT, and G.E. MAMOLITO, 1976. "Differences in low pH tolerance among strains of brook trout (Salvelinus fontinalis)", dans J. Fish Biol., 8: 5-17.

ROSSELAND, B.O., O.K. SKOGHEIM, F. KROGLUND, and E. HOELL, 1986. "Mortality and physiological stress of year-classes of land locked and migratory Atlantic salmon, brown trout and brook trout in acidic aluminium - rich soft water", dans Water, Air and Soil Pollut., 30: 751-756.

SAS, 1982. SAS user's guide:statistics, SAS Institute Inc., CARY, NC, USA. 584 pages.

SCHINDLER, D.W., S.E.M. KASIAN, and, R.H. HESSLEIN, 1989. "Biological impoverishment in lakes of the midwestern and northeastern United States from acid rain, dans Environ. Sci. Technol., 23: 573-580.

SCHOFIELD, C.L., 1982. Historical fisheries changes in the United States related to decrease in surface water pH, dans Acid rain/fisheries. R. Johnson [ed.], Northeastern Division, American Fisheries Society, Bethesda, MD., pp. 57-67.

SCHOFIELD, C.L., and J.R. TROJNAR, 1980. Aluminium toxicity to brook trout (Salvelinus fontinalis) in acidified waters, dans Polluted rain. T.Y. Turibara; M.W. Miller, and P.E. Morrow, Plenum Press, New York, NY, pp. 341-366.

SCHOFIELD, C.L., and C.T. DRISCOLL, 1987. "Fish species distribution in relation to water quality gradients in the North Branch of the Moose River Basin", dans Biogeochem. 3: 63-85.

SCHOFIELD, C.L., S.P. GLOSS, B. PLONSKI, and R. SPATEHOLTS, 1989. "Production and growth efficiency of brook trout (Salvelinus fontinalis) in two Adirondack mountain (New York) lakes following liming", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 46: 333-341.

SCOTT, W.B., et E.J. CROSSMAN, 1974. Poissons d'eau douce du Canada, dans Office Rech. Pêch. Can. Bull. No 184.

SHILTS, W.W., K.D. CARD, W.H. POOLE, et B.V. SANDFORD, 1981. Sensibilité de la roche en place aux précipitations acides et modifications dues aux phénomènes glaciaires, Commission Géologique du Canada, étude 81-14, 7 pages, 3 cartes.

SHORT, R.A., and J.V. WARD, 1980. "Leaf litter processing in a regulated Rocky Mountain stream", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37: 123-127.

SMITH, D.L., J.K. UNDERWOOD, J.G. ODGEN III, and B.C. SABEAN, 1986. "Fish species distribution and water chemistry in Nova Scotia lakes", dans Water, Air and Soil Pollut., 30: 489-496.

SOMERS, K.M., and H.H. HARVEY, 1984. "Alteration of fish communities in lakes stressed by acid deposition and heavy metals near Wawa, Ontario", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41: 20-29.

TAM, W.H., and P.D. PAYSON, 1986. "Effects of chronic exposure to sublethal pH on growth, egg production, and ovulation in brook trout, Salvelinus fontinalis", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 43: 275-280.

THIBAULT, M., et D. HOTTE, 1985. Les régions écologiques du Québec méridional, Service de la recherche, ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, 1 carte.

THOMPSON, M.E., and F.C. ELDER, 1979. Sensibility of the canadian aquatic regime to damage by long-range transport of air polluants, Environment Canada, National Water Research Institute, Burlington, Ontario, Manuscript report, 16 p.

TIETGE, J. E., R. D. JOHNSON, and H. L. BERGMAN, 1988. "Morphometric changes in gill secondary lamellae of brook trout (Salvelinus fontinalis) after long-term exposure to acid and aluminum", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 1643-1648.

TONN, W.M., 1985. "Density compensation in Umbra-Perca fish assemblages of northern Wisconsin lakes", dans Ecology, 66: 415-429.

TREMBLAY, G., 1974. Géologie du Quaternaire, région de Rouyn-Noranda et d'Abitibi, ministère des Richesses naturelles, rapport DP-3206, 87 pages, 12 cartes.

TREMBLAY, S., et Y. RICHARD, 1990. Rapport d'annexe. Étude synthèse de l'effet de l'acidité sur les communautés piscicoles de 74 lacs de la région hydrographique de l'Outaouais, Québec, Direction de la qualité du milieu aquatique, ministère de l'Environnement du Québec, Acidoc No 900085, Envirodoq No 900001, Rapport interne No PA/90-01/02.

TREMBLAY, S., 1989. Effets de l'acidité sur les communautés piscicoles du nord de la Mauricie, Direction de la qualité du milieu aquatique, ministère de l'Environnement du Québec, ACIDOC No 890045, Envirodoq No 890004, rapport No PA-34, 70 pages.

TRIPPEL, E.A., and H.H. HARVEY, 1987. "Reproductive responses of five white sucker (Catostomus commersoni) populations in relation to lake acidity", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 44: 1018-1023.

UNDERHILL, J.C., 1986. The fish fauna of the Laurentian Great Lakes, the St.Lawrence lowlands, Newfoundland and Labrador, dans The zoogeography of North American freshwater fishes, C.H. Hocutt et E.O. Wiley [eds.], John Wiley & Sons, Toronto, pp. 105-136.

VAN DER PUTTE, I. and M.A. BRINKHORST. 1985. "Environmental acidification and its consequence for the toxicity of weak acids and bases to aquatic organisms", dans Wat. Sci. Tech., 17: 1455-1457.

WALKER, R.L., C.M. WOOD, and H.L. BERGMAN, 1988. "Effects of low pH and aluminum on ventilation in the brook trout (Salvelinus fontinalis)", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45: 1614-1622.

WIENER, J.G., P.J. RAJO, and J.M. EILERS, 1984. Species composition of fish communities in northern Wisconsin lakes: Relation to pH, dans Acid precipitation series - volume 6, Early biotic responses to advancing lake acidification, J.I. Teasley [ed.], Butterworth publishers, Stoneham, MA, pp. 133-147.

WOOD, C.M., 1989. The physiological problems of fish in acid waters, dans Acid toxicity and aquatics animals, R. Morris, E.W. Taylor, D.J.A. Brown et J.A. Brown [eds.], Society for experimental biology, Seminar series 34, Cambridge University Press, New York, pp. 125-152.

WOOD, C.M. and D.G. McDONALD, 1982. Physiological mecanisms of acid toxicity to fish, dans Acid rain/fisheries, R. Johnson [éd.], Northeastern Division, American Fisheries Society, Bethesda, MD., pp. 197-226.

WOOD, C.M., R.C. PLAYLE, B.P. SIMONS, G.G. GOSS, and D.G. McDONALD, 1988. "Blood gases, acid-base status, ions, and hematology in adult brook trout (Salvelinus fontinalis) under acid/aluminum exposure", dans Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45: 1575-1586.

WRIGHT, R.F., 1983. Predicting acidification of North American lakes, Norwegian Institute for Water Research (NIVA), 165 pages.

WRIGHT, R.F., and E. SNEKVIK, 1978. "Acid precipitation - chemistry anf fish populations in 700 lakes in southernmost Norway", dans Verh. Int. Ver. Limnol., 20: 765-775.

YOUSON, J.H, and C.M. NEVILLE, 1987. "Deposition of aluminium in the gill epithelium of rainbow trout (Salmo gairdneri Richardson) subjected to sublethal concentrations of the metal", dans Can. J. Zool., 65: 647-656.

ANNEXE 1

Annexe 1. Localisation des 74 lacs échantillonnés de la région hydrographique de l'Outaouais.

N° de lac	Nom du lac	N° de carte	N° M.R.N.	Latitude nord	Longitude ouest
1	Hyppocampe	30M15	10736	474539	783241
2	Beaupré	32D01	18881	480941	781704
3	des Iles	31M07	10620	471715	783810
4		31N04	78963	471247	775910
5	Béraud	31M16	10747	475903	781906
6		31L10	7149	463134	783652
7		31M01	75932	471255	781839
8		31N13	A5754	475530	774630
9	Arthur	31M08	10680	472239	781928
10	McLachlins	31M08	10679	472226	782415
11		31M07	10594	472556	784332
12		31M08	10672	471514	780535
13	Chipmunkune	31M16	10755	475435	781536
14	Villars	31M11	10709	473956	790125
15	Long	31M08	79240	472236	782820
16	Bilodeau	31N02	10529	470606	784713
17	Gargamelle	31N05	23608	472627	775920
18		31L15	7222	465429	783234
19	Deschambault	31M08	10681	471832	782506
20		31M07	78473	471658	783319
21		31M08	96686	472947	781113
22	Christison	31K13	6806	464942	774024
23	Coney	31N04	10865	470211	773238
24	Boom	31K06	6367	461713	772824
25	du Jaseur	31L09	39531	463704	780237
26	Isle Adam	31K05	6302	462756	773311
27		31M01	7266	470009	782758
28	Cornellier	31N05	10888	472848	773609
29	Amignon	31N05	10909	471859	775756
30		31M08	79055	472016	781050
31		31N03	10830	470429	771259
32	Pradines	31K12	6770	464116	773328
33	Freau	31N04	23538	470631	775719
34	Stoney	31L15	7211	465615	784352
35		31M08	10660	471938	781033
36		31M01	78036	471045	782725
37		31L15	7206	465853	783704
38		31M02	10502	471229	784040
39	Margerie	31M10	10702	473219	785102
40	Nougon	31K12	6742	464150	773000
41		31N03	6845	470027	780553
42		31L09	39588	463127	780900
43		31M09	82376	473452	782552
44	Moffet	31M16	10751	475648	781544
45		31K10	6687	464308	765839
46	Vitrimont	31N05	10897	472424	774344
47		31N05	10914	471623	775337
48	en Croc	31N04	10855	471112	774134
49	Patricia	31K12	6795	463326	775351
50		31M14	96788	475220	792345
51	Lallemant	32D03	A6488	480335	792530
52	du Club	31M07	10615	471622	784254
53	du Gal	31M02	10508	470559	783933
54		31L16	7250	465841	780718
55	Millaire	31M02	10526	471042	784704
56		31K01	56964	463040	770358
57		31K03	6278	461043	771222
58	Mourdon	31N05	10918	471814	774820
59		31M01	10492	471008	781540
60	Nouveau	31K12	6796	463154	785639
61	Farival	31N05	10908	472115	775347
62	Jeanne	31M02	10503	471246	783809
63		31L16	7251	465607	780438
64		31L16	7255	465316	780319
65	Joutel	31N04	10881	470721	775252
66		31M07	78042	470819	782601
67		31K11	6733	463602	771143
68		31M11	10712	473042	790956
69	Clair	31L16	7285	464820	782222
70	Manitou	31K13	6815	465204	773436
71	Bouard	31N04	23499	471025	775431
72	Darde	31N12	11224	473426	775048
73		31L15	7232	464942	785313
74	Bemwah	31K05	6320	462206	775838

ANNEXE 2

Annexe.2 Nombre total de captures et de prises par unité d'effort ( ) des différentes espèces prélevées au moyen de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans les 74 lacs de l'Outaouais

NUMÉRO DE LAC	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
pH	4,5	4,7	4,8	4,9	4,9	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,1
PERCHAUDE (Perca flavescens)	178 (25,2)	88 (13,5)	.	64 (10,3)	301 (41,3)	.	63 (8,8)	38 (5,3)	85 (12,4)	49 (7,2)	34 (4,8)
BARBOTTE BRUNE (Ictalurus nebulosus)	.	8 (1,2)	.	.	.	.	.	1 (0,1)	.	.	5 (0,7)
TOULADI (Salvelinus nameycush)	.	.	2 (0,3)	.	.	.	.	.	.	.	.
RASEUX-DE-TERRE (Etheostoma nigrum)	.	.	99 (15,6)	.	.	.	.	.	.	.	.
GRAND BROCHET (Esox lucius)	.	.	.	22 (3,5)	.	.	4 (0,6)	13 (1,8)	.	.	15 (2,1)
ÉPINOCHE À CINQ ÉPINES (Culaea inconstans)	.	.	.	.	1 (0,1)	.	.	.	.	.	.
MEUNIER NOIR (Catostomus commersoni)	.	.	.	.	.	.	33 (4,6)	.	12 (1,7)	48 (7,0)	7 (1,0)
OUITOUCHE (Semotilus corporalis)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 (0,1)
GRAND CORÉGONE (Coregonus clupeaformis)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CHATTE DE L'EST (Notemigonus crysoleucas)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CRAPET SOLEIL (Lepomis gibbosus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CRAPET DE ROCHE (Ambloplites rupestris)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MUSEAU NOIR (Notropis heterolepis)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MULET PERLÉ (Semotilus margarita)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
VENTRE ROUGE DU NORD (Phoxinus eos)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES (Notropis cornutus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
OMBLE DE FONTAINE (Salvelinus fontinalis)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CHABOT TACHETÉ (Cottus bairdi)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
DORÉ JAUNE (Stizostedion vitreum)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
LOTTE (Lota lota)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MULET À CORNES (Semotilus atromaculatus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MÉNÉ LAITON (Hybognathus hankinsoni)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
DARD-PERCHE (Percina caprodes)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CISCO DE LAC (Coregonus artedii)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
QUEUE À TACHE NOIRE (Notropis hudsonius)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nombre total de poissons	178	96	101	86	302	0	100	52	97	97	62
Nombre total d'espèces	1	2	2	2	2	0	3	3	2	2	5
PUE total	25,2	14,8	15,9	13,8	41,4	0	13,9	7,3	14,1	14,2	8,7

Annexe.2 Nombre total de captures et de prises par unité d'effort () des différentes espèces prélevées au moyen de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans les 74 lacs de l'Outaouais (suite).

NUMÉRO DE LAC	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
pH	5,1	5,1	5,2	5,2	5,2	5,3	5,3	5,3	5,3	5,3	5,3
PERCHAUDE (Perca flavescens)	23 (3,3)	29 (4,0)	14 (2,1)	20 (2,8)	30 (4,2)	5 (0,7)	13 (1,6)	35 (6,0)	12 (1,6)	127 (16,7)	.
BARBOTTE BRUNE (Ictalurus nebulosus)	.	16 (2,2)	.	.	23 (3,3)	.	.	.	.	.	.
TOULADI (Salvelinus nameycush)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
RASEUX-DE-TERRE (Etheostoma nigrum)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
GRAND BROCHET (Esox lucius)	17 (2,5)	24 (3,3)	37 (5,7)	12 (1,7)	.	38 (5,4)	.	3 (0,5)	11 (1,5)	.	.
ÉPINOCHE À CINQ ÉPINES (Culaea inconstans)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MEUNIER NOIR (Catostomus commersoni)	1 (0,1)	.	20 (3,1)	.	68 (9,6)	.	4 (0,5)	.	2 (0,3)	145 (19,1)	112 (17,3)
OUITOUCHE (Semotilus corporalis)	.	.	.	.	37 (5,2)	.	.	.	.	15 (2,0)	.
GRAND CORÉGONE (Coregonus clupeaformis)	1 (0,1)	.	.	.	.	.	.	.	.	20 (2,6)	.
CHATTE DE L'EST (Notemigonus crysoleucas)	.	.	10 (1,5)	.	5 (0,7)	.	.	.	.	.	.
CRAPET SOLEIL (Lepomis gibbosus)	.	.	.	5 (0,7)	1 (0,1)	.	.	.	.	.	.
CRAPET DE ROCHE (Ambloplites rupestris)	.	.	.	.	1 (0,1)	.	.	.	.	.	.
MUSEAU NOIR (Notropis heterolepis)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 (0,1)	4 (0,6)
MULET PERLÉ (Semotilus margarita)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	73 (11,2)
VENTRE ROUGE DU NORD (Phoxinus eos)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2 (0,3)
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES (Notropis cornutus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	17 (2,6)
OMBLE DE FONTAINE (Salvelinus fontinalis)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CHABOT TACHETÉ (Cottus bairdi)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
DORÉ JAUNE (Stizostedion vitreum)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
LOTTE (Lota lota)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MULET À CORNES (Semotilus atromaculatus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MÉNÉ LAITON (Hybognathus hankinsoni)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
DARD-PERCHE (Percina caprodes)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CISCO DE LAC (Coregonus artedii)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
QUEUE À TACHE NOIRE (Notropis hudsonius)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nombre total de poissons	42	69	81	37	165	43	17	38	25	308	208
Nombre total d'espèces	4	3	4	3	7	2	2	2	3	5	5
PUE total	6,1	9,5	12,4	5,1	23,3	6,1	2,1	6,5	3,4	40,6	32,0

Annexe.2 Nombre total de captures et de prises par unité d'effort () des différentes espèces prélevées au moyen de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans les 74 lacs de l'Outaouais (suite).

NUMÉRO DE LAC	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33
pH	5,4	5,4	5,5	5,5	5,5	5,5	5,5	5,5	5,6	5,6	5,6
PERCHAUDE (Perca flavescens)	10 (1,5)	.	11 (1,8)	16 (2,5)	40 (6,1)	8 (1,2)	3 (0,4)	20 (3,1)	6 (0,9)	9 (1,2)	7 (1,1)
BARBOTTE BRUNE (Ictalurus nebulosus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
TOULADI (Salvelinus namaycush)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
RASEUX-DE-TERRE (Etheostoma nigrum)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
GRAND BROCHET (Esox lucius)	31 (4,6)	.	11 (1,8)	27 (4,3)	.	32 (4,7)	28 (4,0)	20 (3,1)	15 (2,3)	18 (2,4)	6 (0,9)
ÉPINOCHE À CINQ ÉPINES (Culaea inconstans)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MEUNIER NOIR (Catostomus commersoni)	19 (2,8)	53 (7,1)	2 (0,3)	41 (6,5)	100 (15,2)	1 (0,1)	4 (0,6)	1 (0,2)	21 (3,1)	29 (3,8)	.
OUITOUCHE (Semotilus corporalis)	.	.	.	.	23 (3,5)	.	.	.	.	.	.
GRAND CORÉGONE (Coregonus clupeaformis)	.	.	.	.	.	4 (0,6)	1 (0,1)	.	.	.	30 (4,6)
CHATTE DE L'EST (Notemigonus crysoleucas)	.	.	.	2 (0,3)	2 (0,3)	3 (0,4)	.	.	.	.	.
CRAPET SOLEIL (Lepomis gibbosus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CRAPET DE ROCHE (Ambloplites rupestris)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MUSEAU NOIR (Notropis heterolepis)	.	13 (1,7)	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MULET PERLÉ (Semotilus margarita)	.	74 (9,9)	.	.	4 (0,4)	.	.	.	.	.	.
VENTRE ROUGE DU NORD (Phoxinus eos)	.	1228 (165,0)	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES (Notropis cornutus)	.	78 (10,5)	.	.	.	.	.	.	.	.	.
OMBLE DE FONTAINE (Salvelinus fontinalis)	.	9 (1,2)	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CHABOT TACHETÉ (Cottus bairdi)	.	.	.	.	1 (0,2)	.	.	.	.	.	.
DORÉ JAUNE (Stizostedion vitreum)	.	.	.	.	.	.	.	3 (0,5)	.	.	47 (7,2)
LOTTE (Lota lota)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MULET À CORNES (Semotilus atromaculatus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MÉNÉ LAITON (Hybognathus hankinsoni)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
DARD-PERCHE (Percina caprodes)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CISCO DE LAC (Coregonus artedii)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
QUEUE À TACHE NOIRE (Notropis hudsonius)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nombre total de poissons	60	1455	24	86	170	48	36	44	42	56	90
Nombre total d'espèces	3	6	3	4	6	5	4	4	3	3	4
PUE total	9,0	195,5	4,0	13,6	25,8	7,1	5,2	6,7	6,3	7,3	13,7

Annexe.2 Nombre total de captures et de prises par unité d'effort () des différentes espèces prélevées au moyen de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans les 74 lacs de l'Outaouais (suite).

NUMÉRO DE LAC	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44
pH	5,6	5,6	5,6	5,6	5,6	5,6	5,6	5,7	5,7	5,7	5,7
PERCHAUDE (Perca flavescens)	89 (14,2)	34 (4,8)	.	.	27 (4,3)	43 (5,8)	.	15 (2,1)	76 (12,9)	.	41 (5,6)
BARBOTTE BRUNE (Ictalurus nebulosus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	21 (2,9)
TOULADI (Salvelinus namaycush)	.	.	.	.	16 (2,5)	.	6 (0,8)	.	.	.	.
RASEUX-DE-TERRE (Etheostoma nigrum)	.	.	.	.	30 (4,7)	.	.	.	.	.	.
GRAND BROCHET (Esox lucius)	.	12 (1,7)	.	.	.	34 (4,6)	.	22 (3,1)	.	26 (4,1)	15 (2,0)
ÉPINOCHE À CINQ ÉPINES (Culaea inconstans)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MEUNIER NOIR (Catostomus commersoni)	.	2 (0,3)	58 (8,6)	94 (13,5)	9 (1,4)	30 (4,0)	56 (7,9)	44 (6,1)	45 (7,6)	.	.
OUITOUCHE (Semotilus corporalis)	.	.	.	.	.	.	.	.	38 (6,4)	.	.
GRAND CORÉGONE (Coregonus clupeaformis)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CHATTE DE L'EST (Notemigonus crysoleucas)	.	.	.	.	.	12 (1,6)	.	.	.	.	.
CRAPET SOLEIL (Lepomis gibbosus)	.	.	.	.	.	.	.	.	4 (0,7)	.	.
CRAPET DE ROCHE (Ambloplites rupestris)	.	.	.	.	.	3 (0,4)	.	.	.	.	.
MUSEAU NOIR (Notropis heterolepis)	.	.	.	4 (0,6)	.	.	109 (15,4)	.	5 (0,8)	32 (5,0)	.
MULET PERLÉ (Semotilus margarita)	43 (6,9)	.	28 (4,2)	34 (4,9)	8 (1,3)	.	134 (19,0)	.	1 (0,2)	.	.
VENTRE ROUGE DU NORD (Phoxinus eos)	.	.	272 (40,5)	3 (0,4)	.	.	11 (1,6)	.	.	.	.
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES (Notropis cornutus)	.	.	.	42 (6,1)	.	.	55 (7,8)	.	.	.	.
OMBLE DE FONTAINE (Salvelinus fontinalis)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CHABOT TACHETÉ (Cottus bairdi)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
DORÉ JAUNE (Stizostedion vitreum)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
LOTTE (Lota lota)	.	.	4 (0,6)	.	.	.	.	.	.	.	.
MULET À CORNES (Semotilus atromaculatus)	.	.	.	.	.	.	4 (0,6)	.	2 (0,3)	.	.
MÉNÉ LAITON (Hybognathus hankinsoni)	.	.	.	.	.	.	7 (1,0)	.	.	.	.
DARD-PERCHE (Percina caprodes)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CISCO DE LAC (Coregonus artedii)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
QUEUE À TACHE NOIRE (Notropis hudsonius)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nombre total de poissons	132	48	362	177	90	122	382	81	171	58	77
Nombre total d'espèces	2	3	4	5	5	5	8	3	7	2	3
PUE total	21,1	6,8	53,9	25,5	14,2	16,4	54,1	11,3	29,0	9,1	10,5

Annexe.2 Nombre total de captures et de prises par unité d'effort () des différentes espèces prélevées au moyen de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans les 74 lacs de l'Outaouais (suite).

NUMÉRO DE LAC	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55
pH	5,8	5,8	5,9	5,9	5,9	5,9	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0
PERCHAUDE (Perca flavescens)	5 (0,8)	2 (0,3)	18 (2,6)	9 (1,4)	.	118 (17,0)	91 (15,0)	1 (0,1)	1 (0,1)	36 (5,3)	31 (4,8)
BARBOTTE BRUNE (Ictalurus nebulosus)	.	.	.	.	.	.	6 (1,0)	.	.	.	.
TOULADI (Salvelinus namaycush)	.	.	.	.	.	.	.	.	18 (2,6)	.	.
RASEUX-DE-TERRE (Etheostoma nigrum)	.	.	.	.	.	.	.	149 (19,9)	15 (2,2)	.	1 (0,2)
GRAND BROCHET (Esox lucius)	35 (5,5)	10 (1,5)	15 (2,2)	9 (1,4)	.	.	5 (0,8)	.	.	26 (3,8)	20 (3,1)
ÉPINOCHE À CINQ ÉPINES (Culaea inconstans)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MEUNIER NOIR (Catostomus commersoni)	14 (2,2)	.	.	2 (0,3)	439 (60,6)	207 (29,7)	22 (3,6)	81 (10,8)	15 (2,2)	.	1 (0,2)
OUITOUCHE (Semotilus corporalis)	.	.	1 (0,1)	1 (0,2)	.	.	.	.	.	.	6 (0,9)
GRAND CORÉGONE (Coregonus clupeaformis)	.	66 (9,7)	30 (4,3)	39 (5,9)	.	.	.	.	.	9 (1,3)	
CHATTE DE L'EST (Notemigonus crysoleucas)	.	.	.	.	.	93 (13,4)	132 (21,7)	.	.	2 (0,3)	3 (0,5)
CRAPET SOLEIL (Lepomis gibbosus)	.	.	.	.	.	8 (1,1)	2 (0,3)	.	.	.	.
CRAPET DE ROCHE (Ambloplites rupestris)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MUSEAU NOIR (Notropis heterolepis)	.	.	.	2 (0,3)	1 (0,1)	1 (0,1)	.	.	.	3 (0,4)	3 (0,5)
MULET PERLÉ (Semotilus margarita)	.	.	.	.	45 (6,2)	.	.	99 (13,2)	7 (1,0)	.	.
VENTRE ROUGE DU NORD (Phoxinus eos)	.	.	.	.	.	.	.	21 (2,8)	.	.	.
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES (Notropis cornutus)	.	.	.	.	277 (38,2)	.	.	131 (17,5)	.	.	.
OMBLE DE FONTAINE (Salvelinus fontinalis)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CHABOT TACHETÉ (Cottus bairdi)	.	.	.	.	.	.	1 (0,2)	.	.	.	.
DORÉ JAUNE (Stizostedion vitreum)	.	49 (7,2)	130 (18,8)	45 (6,9)	.	130 (18,7)	.	.	.	.	.
LOTTE (Lota lota)	.	.	.	.	.	.	.	.	2 (0,3)	.	.
MULET À CORNES (Semotilus atromaculatus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MÉNÉ LAITON (Hybognathus hankinsoni)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
DARD-PERCHE (Percina caprodes)	.	.	.	.	.	8 (1,1)	.	.	.	.	.
CISCO DE LAC (Coregonus artedii)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
QUEUE À TACHE NOIRE (Notropis hudsonius)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nombre total de poissons	54	127	194	107	762	565	259	482	58	76	65
Nombre total d'espèces	3	4	5	7	4	7	7	6	6	5	7
PUE total	8,5	18,6	28,0	16,3	105,1	81,2	42,6	64,5	8,3	11,2	10,1

Annexe.2 Nombre total de captures et de prises par unité d'effort () des différentes espèces prélevées au moyen de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans les 74 lacs de l'Outaouais (suite).

NUMÉRO DE LAC	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66
pH	6,1	6,1	6,1	6,1	6,1	6,1	6,1	6,2	6,2	6,2	6,2
PERCHAUDE (Perca flavescens)	11 (1,7)	207 (32,3)	26 (3,7)	3 (0,5)	72 (10,8)	1 (0,1)	12 (1,6)	5 (0,8)	9 (1,3)	9 (1,3)	28 (4,3)
BARBOTTE BRUNE (Ictalurus nebulosus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
TOULADI (Salvelinus namaycush)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
RASEUX-DE-TERRE (Etheostoma nigrum)	.	.	.	.	.	.	9 (1,2)	.	.	.	.
GRAND BROCHET (Esox lucius)	27 (4,1)	.	.	39 (6,0)	10 (1,5)	7 (0,9)	13 (1,8)	13 (2,2)	32 (4,8)	10 (1,4)	19 (2,9)
ÉPINOCHE À CINQ ÉPINES (Culaea inconstans)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MEUNIER NOIR (Catostomus commersoni)	1 (0,2)	132 (20,6)	39 (5,5)	12 (1,8)	7 (1,0)	5 (0,7)	4 (0,5)	.	10 (1,5)	3 (0,4)	4 (0,6)
OUITOUCHE (Semotilus corporalis)	.	46 (7,2)	.	.	1 (0,1)	.	.	1 (0,2)	.	4 (0,6)	.
GRAND CORÉGONE (Coregonus clupeaformis)	.	.	.	.	.	61 (8,3)	.	.	.	.	.
CHATTE DE L'EST (Notemigonus crysoleucas)	.	.	.	1 (0,2)	.	.	13 (1,8)	.	.	.	1 (0,2)
CRAPET SOLEIL (Lepomis gibbosus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CRAPET DE ROCHE (Ambloplites rupestris)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MUSEAU NOIR (Notropis heterolepis)	7 (1,1)	.	31 (4,4)	8 (1,2)	144 (21,5)	1 (0,1)	62 (8,4)	.	36 (5,4)	17 (2,4)	.
MULET PERLÉ (Semotilus margarita)	.	1 (0,2)	26 (3,7)	.	.	.	.	.	.	.	.
VENTRE ROUGE DU NORD (Phoxinus eos)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES (Notropis cornutus)	.	1 (0,2)	.	.	.	.	.	.	.	.	.
OMBLE DE FONTAINE (Salvelinus fontinalis)	.	2 (0,3)	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CHABOT TACHETÉ (Cottus bairdi)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
DORÉ JAUNE (Stizostedion vitreum)	.	.	.	5 (0,8)	41 (6,1)	69 (9,3)	.	18 (3,0)	.	46 (6,6)	.
LOTTE (Lota lota)	.	.	9 (1,3)	.	.	.	.	2 (0,3)	.	.	.
MULET À CORNES (Semotilus atromaculatus)	.	32 (5,0)	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MÉNÉ LAITON (Hybognathus hankinsoni)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
DARD-PERCHE (Percina caprodes)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CISCO DE LAC (Coregonus artedii)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1 (0,2)
QUEUE À TACHE NOIRE (Notropis hudsonius)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Nombre total de poissons	46	421	131	68	275	144	113	39	87	89	53
Nombre total d'espèces	4	7	5	6	6	6	6	5	4	6	5
PUE total	7,0	65,6	18,5	10,4	41,1	19,5	15,3	6,5	13,0	12,8	8,2

ANNEXE 3

Annexe 3. Biomasse totale et biomasse prélevée par unité d'effort () pour les différentes espèces de poissons capturées au moyen de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans les 74 lacs de l'Outaouais

NUMÉRO DE LAC	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
pH	4,5	4,7	4,8	4,9	4,9	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,1
PERCHAUDE (Perca flavescens)	4200,0 (593,6)	1531,9 (235,7)	.	672,0 (107,8)	6980,5 (957,6)	.	1042,1 (144,9)	723,9 (101,8)	2835,9 (413,5)	870,1 (127,2)	894,1 (125,0)
BARBOTTE BRUNE (Ictalurus nebulosus)	.	1246,3 (191,7)	.	.	.	.	.	27,2 (3,8)	.	.	636,6 (89,0)
TOULADI (Salvelinus namaycush)	.	.	5705,0 (900,8)	.	.	.	.	.	.	.	.
RASEUX-DE-TERRE (Etheostoma nigrum)	.	.	60,2 (9,5)	.	.	.	.	.	.	.	.
GRAND BROCHET (Esox lucius)	.	.	.	29768,9 (4763,0)	.	.	16324,0 (2269,8)	9862,6 (1387,5)	.	.	27070,5 (3786,1)
ÉPINOCHE À CINQ ÉPINES (Culaea inconstans)	.	.	.	.	2,0 (0,3)	.	.	.	.	.	.
MEUNIER NOIR (Catostomus commersoni)	.	.	.	.	.	.	10686,0 (1485,9)	.	13330,0 (1943,7)	14866,4 (2172,9)	1506,6 (210,7)
OUITOUCHE (Semotilus corporalis)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1142,5 (159,8)
GRAND CORÉGONE (Coregonus clupeaformis)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CHATTE DE L'EST (Notemigonus crysoleucas)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CRAPET SOLEIL (Lepomis gibbosus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CRAPET DE ROCHE (Ambloplites rupestris)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MUSEAU NOIR (Notropis heterolepis)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MULET PERLÉ (Semotilus margarita)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
VENTRE ROUGE DU NORD (Phoxinus eos)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES (Notropis cornutus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
OMBLE DE FONTAINE (Salvelinus fontinalis)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CHABOT TACHETÉ (Cottus bairdi)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
DORÉ JAUNE (Stizostedion vitreum)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
LOTTE (Lota lota)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MULET À CORNES (Semotilus atromaculatus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MÉNÉ LAITON (Hybognathus hankinsoni)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
DARD-PERCHE (Percina caprodes)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CISCO DE LAC (Coregonus artedii)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
QUEUE À TACHE NOIRE (Notropis hudsonius)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Biomasse totale	4200,0	2778,2	5765,2	30440,9	6982,5	0	28052,1	10613,7	16166,2	15736,5	31250,3
BUE	(593,6)	(427,4)	(910,3)	(4870,8)	(957,8)	0	(3900,6)	(1493,1)	(2357,2)	(2300,1)	(4370,7)

Annexe 3. Biomasse totale et biomasse prélevée par unité d'effort () pour les différentes espèces de poissons capturées au moyen de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans les 74 lacs de l'Outaouais (suite).

NUMÉRO DE LAC	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
pH	5,1	5,1	5,2	5,2	5,2	5,3	5,3	5,3	5,3	5,3	5,3
PERCHAUDE (Perca flavescens)	243,8 (35,3)	336,1 (46,5)	494,8 (75,8)	99,0 (13,7)	465,3 (65,8)	127,4 (18,0)	142,6 (17,8)	274,1 (46,9)	177,2 (24,1)	1521,6 (200,3)	.
BARBOTTE BRUNE (Ictalurus nebulosus)	.	940,1 (130,0)	.	.	864,2 (122,3)	.	.	.	.	.	.
TOULADI (Salvelinus namaycush)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
RASEUX-DE-TERRE (Etheostoma nigrum)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
GRAND BROCHET (Esox lucius)	34113,2 (4943,9)	23568,7 (3258,3)	46519,8 (7129,5)	11075,0 (1532,9)	.	23956,3 (3382,1)	.	3315,2 (566,7)	11598,7 (1579,8)	.	.
ÉPINOCHE À CINQ ÉPINES (Culaea inconstans)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MEUNIER NOIR (Catostomus commersoni)	114,5 (16,6)	.	13623,5 (2087,9)	.	4132,3 (584,8)	.	1121,2 (140,1)	.	88,6 (12,1)	16648,9 (2193,0)	8735,6 (1345,7)
OUITOUCHE (Semotilus corporalis)	.	.	.	.	4277,0 (605,2)	.	.	.	.	1305,6 (172,0)	.
GRAND CORÉGONE (Coregonus clupeaformis)	1712,2 (248,1)	.	.	.	.	.	.	.	.	3875,7 (510,5)	.
CHATTE DE L'EST (Notemigonus crysoleucas)	.	.	87,2 (13,4)	.	50,9 (7,2)	.	.	.	.	.	.
CRAPET SOLEIL (Lepomis gibbosus)	.	.	.	22,7 (3,1)	16,9 (2,4)	.	.	.	.	.	.
CRAPET DE ROCHE (Ambloplites rupestris)	.	.	.	.	4,3 (0,6)	.	.	.	.	.	.
MUSEAU NOIR (Notropis heterolepis)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1,0 (0,1)	5,3 (0,8)
MULET PERLÉ (Semotilus margarita)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	952,6 (146,7)
VENTRE ROUGE DU NORD (Phoxinus eos)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3,5 (0,5)
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES (Notropis cornutus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	64,8 (10,0)
OMBLE DE FONTAINE (Salvelinus fontinalis)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CHABOT TACHETÉ (Cottus bairdi)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
DORÉ JAUNE (Stizostedion vitreum)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
LOTTE (Lota lota)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MULET À CORNES (Semotilus atromaculatus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MÉNÉ LAITON (Hybognathus hankinsoni)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
DARD-PERCHE (Percina caprodes)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CISCO DE LAC (Coregonus artedii)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
QUEUE À TACHE NOIRE (Notropis hudsonius)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Biomasse totale	36183,7	24844,9	60725,3	11196,7	9810,9	24083,7	1263,8	3589,3	11864,5	23352,8	9761,8
BUE	(5244,0)	(3434,8)	(9306,6)	(1549,7)	(1388,3)	(3400,1)	(158,0)	(613,6)	(1616,0)	(3076,0)	(1503,7)

Annexe 3. Biomasse totale et biomasse prélevée par unité d'effort () pour les différentes espèces capturées au moyen de filets maillants expérimentaux, de trappes es et de nasses dans les 74 lacs de l'Outaouais (suite)

NUMÉRO DE LAC	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33
pH	5,4	5,4	5,5	5,5	5,5	5,5	5,5	5,5	5,6	5,6	5,6
PERCHAUDE (Perca flavescens)	422,1 (63,3)	.	149,5 (24,9)	178,5 (28,2)	1243,9 (188,9)	58,6 (8,6)	77,2 (11,1)	243,1 (37,1)	473,1 (71,0)	100,8 (13,2)	267,4 (40,7)
BARBOTTE BRUNE (Ictalurus nebulosus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
TOULADI (Salvelinus namaycush)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
RASEUX-DE-TERRE (Etheostoma nigrum)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
GRAND BROCHET (Esox lucius)	18182,6 (2727,4)	.	7918,4 (1319,7)	17726,9 (2799,0)	.	34507,9 (5093,4)	41368,1 (5973,7)	21650,6 (3305,4)	7170,5 (1075,6)	16420,0 (2153,4)	3509[illegible],7 (5344,5)
ÉPINOCHE À CINQ ÉPINES (Culaea inconstans)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MEUNIER NOIR (Catostomus commersoni)	21340,9 (3201,1)	9015,7 (1211,5)	96,0 (16,0)	65098,0 (10278,6)	20024,1 (3041,6)	51,7 (7,6)	5391,1 (778,5)	45,8 (7,0)	21084,1 (3162,6)	38751,6 (5082,2)	.
OUITOUCHE (Semotilus corporalis)	.	.	.	.	1786,5 (271,4)	.	.	.	.	.	.
GRAND CORÉGONE (Coregonus clupeaformis)	.	.	.	.	.	7480,0 (1104,1)	123,9 (17,9)	.	.	.	18821,4 (2866,2)
CHATTE DE L'EST (Notemigonus crysoleucas)	.	.	.	19,5 (3,1)	25,8 (3,9)	34,3 (5,1)	.	.	.	.	.
CRAPET SOLEIL (Lepomis gibbosus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CRAPET DE ROCHE (Ambloplites rupestris)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MUSEAU NOIR (Notropis heterolepis)	.	28,8 (3,9)	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MULET PERLÉ (Semotilus margarita)	.	230,6 (31,0)	.	.	18,4 (2,8)	.	.	.	.	.	.
VENTRE ROUGE DU NORD (Phoxinus eos)	.	2054,2 (276,0)	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES (Notropis cornutus)	.	227,6 (30,6)	.	.	.	.	.	.	.	.	.
OMBLE DE FONTAINE (Salvelinus fontinalis)	.	2722,6 (365,9)	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CHABOT TACHETÉ (Cottus bairdi)	.	.	.	.	1,0 (0,2)	.	.	.	.	.	.
DORÉ JAUNE (Stizostedion vitreum)	.	.	.	.	.	.	.	6074,4 (927,4)	.	.	21543,9 (3280,8)
LOTTE (Lota lota)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MULET À CORNES (Semotilus atromaculatus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MÉNÉ LAITON (Hybognathus hankinsoni)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
DARD-PERCHE (Percina caprodes)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CISCO DE LAC (Coregonus artedii)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
QUEUE À TACHE NOIRE (Notropis hudsonius)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Biomasse totale	39945,6	14279,5	8163,9	83022,9	23099,7	42132,5	46960,3	28013,9	28727,7	55272,4	75728,4
BUE	(5991,8)	(1918,9)	(1360,6)	(13108,9)	(3508,8)	(6218,8)	(6781,3)	(4276,9)	(4309,2)	(7248,8)	(11532,2)

Annexe 3. Biomasse totale et biomasse prélevée par unité d'effort () pour les différentes espèces de poissons capturées au moyen de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans les 74 lacs de l'Outaouais (suite).

NUMÉRO DE LAC	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44
pH	5,6	5,6	5,6	5,6	5,6	5,6	5,6	5,7	5,7	5,7	5,7
PERCHAUDE (Perca flavescens)	1578,9 (252,0)	455,5 (64,5)	.	.	54,7 (8,6)	426,8 (57,4)	.	80,0 (11,2)	1315,17 (223,0)	.	2546,1 (347,2)
BARBOTTE BRUNE (Ictalurus nebulosus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1821,3 (248,4)
TOULADI (Salvelinus namaycush)	.	.	.	.	6464,2 (1018,5)	.	9372,7 (1326,3)	.	.	.	.
RASEUX-DE-TERRE (Etheostoma nigrum)	.	.	.	.	27,4 (4,3)	.	.	.	.	.	.
GRAND BROCHET (Esox lucius)	.	23541,8 (3335,3)	.	.	.	37145,2 (4991,5)	.	36180,5 (5048,4)	.	20693,4 (3254,5)	14553,7 (1984,6)
ÉPINOCHE À CINQ ÉPINES (Culaea inconstans)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MEUNIER NOIR (Catostomus commersoni)	.	135,9 (19,3)	7357,5 (1095,4)	7177,7 (1034,0)	2997,3 (472,0)	17276,0 (2321,5)	6161,5 (871,9)	58907,5 (8219,7)	5616,1 (951,9)	.	.
OUITOUCHE (Semotilus corporalis)	.	.	.	.	.	.	.	.	890,9 (151,0)	.	.
GRAND CORÉGONE (Coregonus clupeaformis)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CHATTE DE L'EST (Notemigonus crysoleucas)	.	.	.	.	.	122,6 (16,5)	.	.	.	.	.
CRAPET SOLEIL (Lepomis gibbosus)	.	.	.	.	.	.	.	.	65,2 (11,1)	.	.
CRAPET DE ROCHE (Ambloplites rupestris)	.	.	.	.	.	11,9 (1,6)	.	.	.	.	.
MUSEAU NOIR (Notropis heterolepis)	.	.	.	1,0 (0,1)	.	.	100,5 (14,2)	.	9,0 (1,5)	6,1 (1,0)	.
MULET PERLÉ (Semotilus margarita)	601,1 (95,9)	.	248,6 (37,0)	477,2 (68,7)	114,1 (18,0)	.	724,1 (102,5)	.	14,7 (2,5)	.	.
VENTRE ROUGE DU NORD (Phoxinus eos)	.	.	435,2 (64,8)	3,5 (0,5)	.	.	14,7 (2,1)	.	.	.	.
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES (Notropis cornutus)	.	.	.	109,8 (15,8)	.	.	86,7 (12,3)	.	.	.	.
OMBLE DE FONTAINE (Salvelinus fontinalis)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CHABOT TACHETÉ (Cottus bairdi)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
DORÉ JAUNE (Stizostedion vitreum)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
LOTTE (Lota lota)	.	.	644,7 (96,0)	.	.	.	.	.	.	.	.
MULET À CORNES (Semotilus atromaculatus)	.	.	.	.	.	.	137,8 (19,5)	.	53,9 (9,1)	.	.
MÉNÉ LAITON (Hybognathus hankinsoni)	.	.	.	.	.	.	5,3 (0,8)	.	.	.	.
DARD-PERCHE (Percina caprodes)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CISCO DE LAC (Coregonus artedii)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
QUEUE À TACHE NOIRE (Notropis hudsonius)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Biomasse totale	2180,0	24133,2	8686,0	7769,2	9660,7	54982,5	16603,3	95168,0	7965,5	20699,5	18921,1
BUE	(347,9)	(3419,1)	(1293,2)	(1119,2)	(1521,4)	(7388,5)	(2349,5)	(13279,3)	(1350,1)	(3255,5)	(2580,1)

Annexe 3. Biomasse totale et biomasse prélevée par unité d'effort () pour les différentes espèces capturées au moyen de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans les 74 lacs de l'Outaouais (suite).

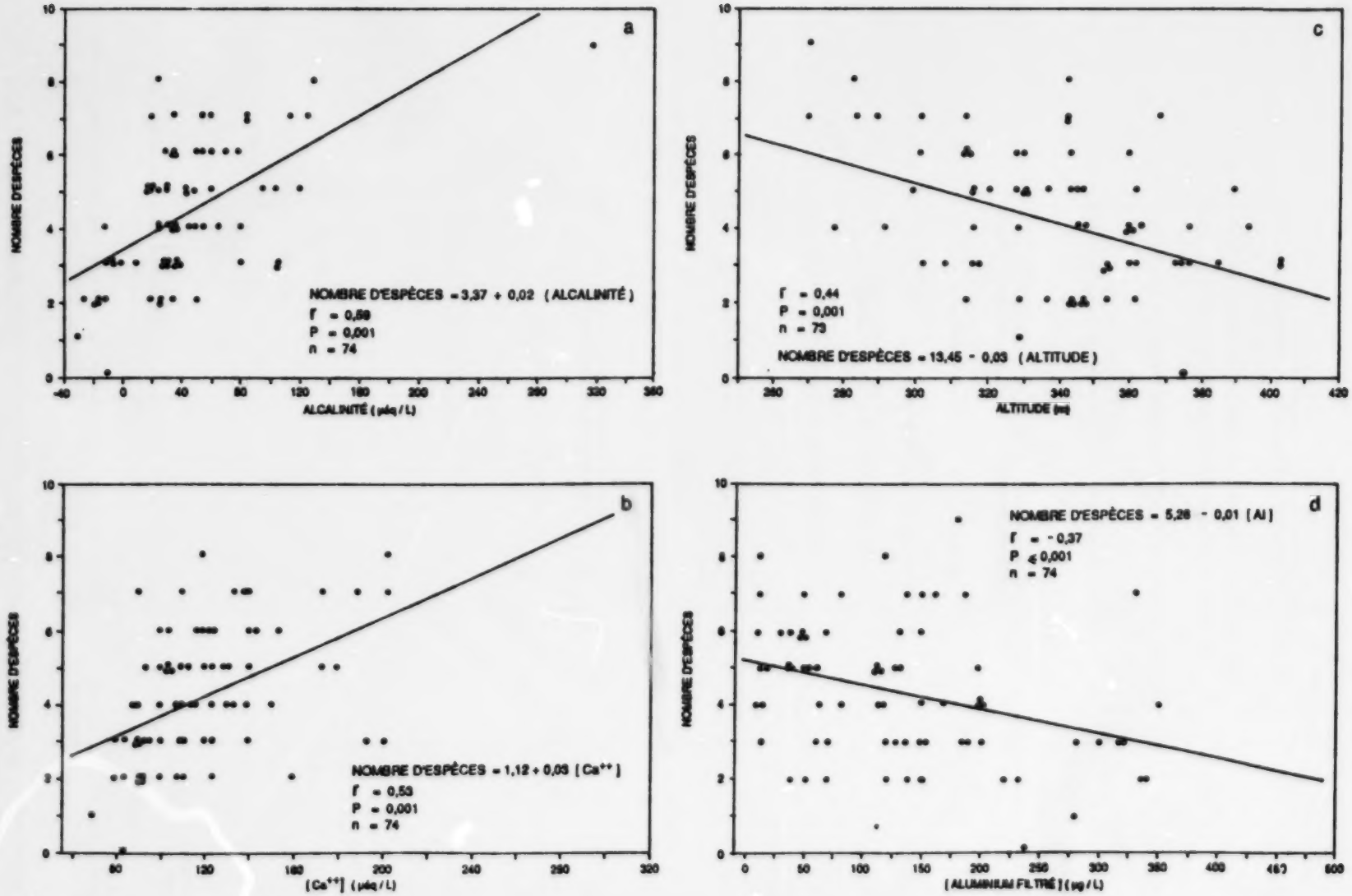
NUMÉRO DE LAC	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55
pH	5,8	5,8	5,9	5,9	5,9	5,9	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0
PERCHAUDE (Perca flavescens)	49,1 (7,8)	19,7 (2,9)	245,7 (35,5)	410,0 (62,4)	.	5046,4 (725,2)	730,9 (120,1)	9,6 (1,3)	1,7 (0,2)	212,3 (31,4)	417,4 (64,9)
BARBOTTE BRUNE (Ictalurus nebulosus)	.	.	.	.	.	.	362,1 (59,5)	.	.	.	.
TOULADI (Salvelinus namaycush)	.	.	.	.	.	.	.	.	17574,3 (2525,6)	.	.
RASEUX-DE-TERRE (Etheostoma nigrum)	.	.	.	.	.	.	.	54,2 (7,3)	16,9 (2,4)	.	1,3 (0,2)
GRAND BROCHET (Esox lucius)	34458,4 (5440,8)	42536,4 (6240,1)	80500,1 (11638,6)	32858,2 (5003,8)	.	.	16951,4 (2786,5)	.	.	28918,1 (4278,9)	22154,0 (3443,6)
ÉPINOCHE À CINQ ÉPINES (Culaea inconstans)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MEUNIER NOIR (Catostomus commersoni)	9915,5 (1565,6)	.	.	2606,4 (396,9)	80024,0 (11037,8)	74269,0 (10673,4)	7850,9 (1290,6)	11565,4 (1547,2)	817,6 (117,5)	.	2001,2 (311,1)
QUITOUCHE (Semotilus corporalis)	.	.	250,3 (36,2)	271,8 (41,4)	.	.	.	.	.	.	1128,1 (175,4)
GRAND CORÉGONE (Coregonus clupeaformis)	.	22191,5 (3255,5)	19680,7 (2845,4)	21097,1 (3212,8)	.	.	.	.	.	16572,4 (2452,1)	.
CHATTE DE L'EST (Notemigonus crysoleucas)	.	.	.	.	.	1105,9 (158,9)	1406,5 (231,2)	.	.	12,3 (1,8)	21,5 (3,3)
CRAPET SOLEIL (Lepomis gibbosus)	.	.	.	.	.	251,8 (36,2)	10,3 (1,7)	.	.	.	.
CRAPET DE ROCHE (Ambloplites rupestris)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MUSEAU NOIR (Notropis heterolepis)	.	.	.	0,5 (0,1)	1,3 (0,2)	1,0 (0,1)	.	.	.	3,3 (0,5)	3,6 (0,6)
MULET PERLÉ (Semotilus margarita)	.	.	.	.	703,6 (97,0)	.	.	442,9 (59,3)	55,5 (8,0)	.	.
VENTRE ROUGE DU NORD (Phoxinus eos)	.	.	.	.	.	.	.	24,0 (3,2)	.	.	.
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES (Notropis cornutus)	.	.	.	.	802,4 (110,7)	.	.	201,7 (27,0)	.	.	.
OMBLE DE FONTAINE (Salvelinus fontinalis)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CHABOT TACHETÉ (Cottus bairdi)	.	.	.	.	.	.	0,8 (0,1)	.	.	.	.
DORÉ JAUNE (Stizostedion vitreum)	.	33872,5 (4969,1)	86477,4 (12502,8)	17769,9 (2706,1)	.	59875,8 (8604,9)	.	.	.	.	.
LOTTE (Lota lota)	.	.	.	.	.	.	.	.	269,2 (38,7)	.	.
MULET À CORNES (Semotilus atromaculatus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MÉNÉ LAITON (Hybognathus hankinsoni)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
DARD-PERCHE (Percina caprodes)	.	.	.	.	.	28,4 (4,1)	.	.	.	.	.
CISCO DE LAC (Coregonus artedii)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
QUEUE À TACHE NOIRE (Notropis hudsonius)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Biomasse totale	44423,0	98620,1	187154,2	75013,9	81531,3	140578,3	27312,9	12297,8	18735,2	45718,4	25727,1
BLE	(7014,2)	(14467,5)	(27058,4)	(11423,4)	(11245,7)	(20202,9)	(4489,8)	(1645,2)	(2692,5)	(6764,7)	(3999,0)

Annexe 3. Biomasse totale et biomasse prélevée par unité d'effort () pour les différentes espèces de poissons capturées au moyen de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans les 74 lacs de l'Outaouais (suite).

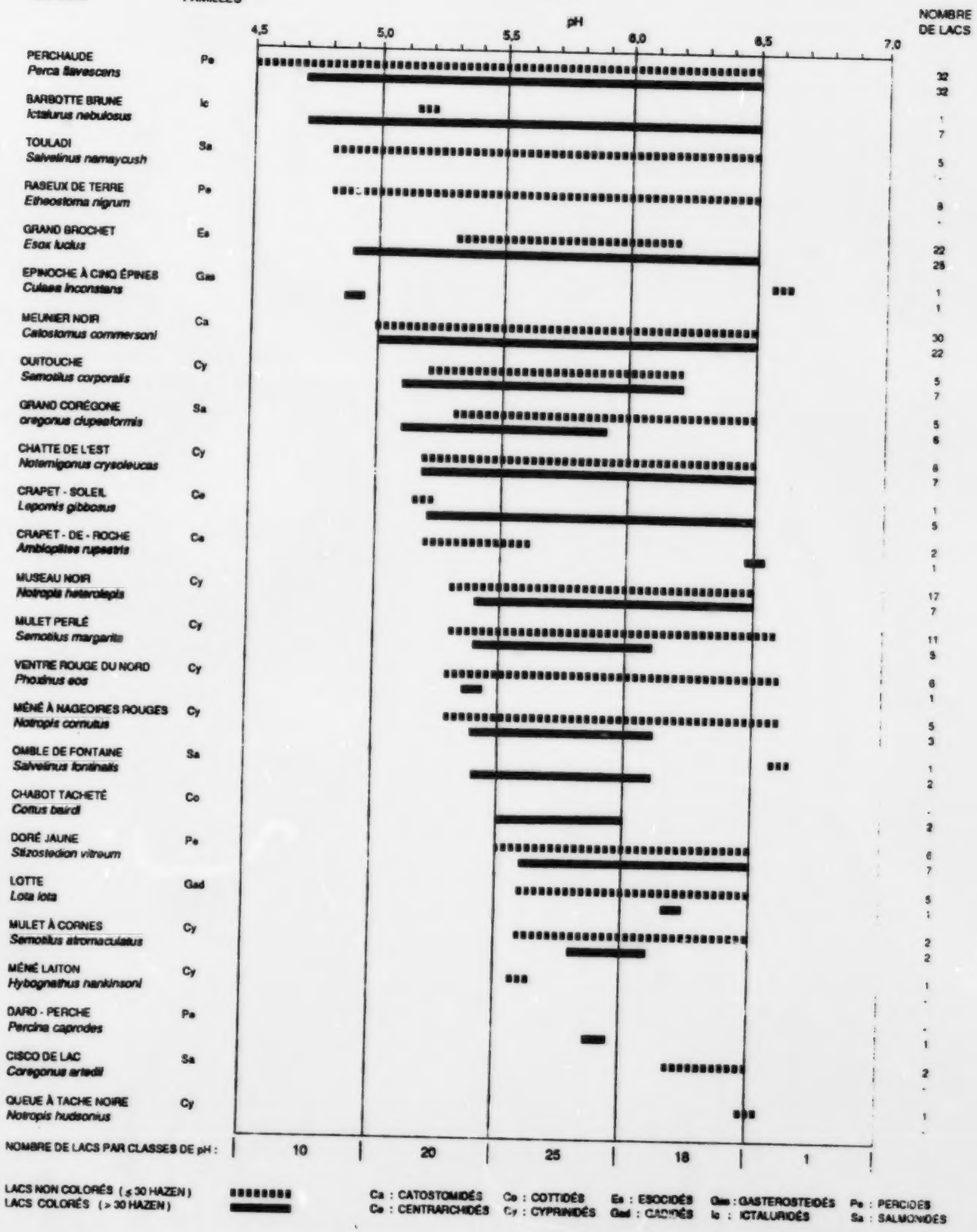
NUMÉRO DE LAC	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66
pH	6,1	6,1	6,1	6,1	6,1	6,1	6,1	6,2	6,2	6,2	6,2
PERCHAUDE (Perca flavescens)	168,6 (25,6)	13487,9 (2102,0)	500,5 (70,7)	26,9 (4,1)	1199,2 (179,4)	2,3 (0,3)	313,5 (42,4)	68,0 (11,3)	66,3 (9,9)	62,0 (8,9)	332,0 (51,1)
BARBOTTE BRUNE (Ictalurus nebulosus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
TOULADI (Salvelinus namaycush)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
RASEUX-DE-TERRE (Etheostoma nigrum)	.	.	.	.	.	.	8,3 (1,1)	.	.	.	.
GRAND BROCHET (Esox lucius)	20599,0 (3132,9)	.	.	29097,1 (4453,6)	12142,5 (1816,8)	17007,6 (2303,5)	29306,2 (3960,3)	15723,8 (2602,6)	47308,5 (7069,8)	18865,1 (2717,7)	20553,5 (3162,1)
ÉPINOCHE À CINQ ÉPINES (Culaea inconstans)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MEUNIER NOIR (Catostomus commersoni)	2155,8 (327,9)	13891,6 (2164,9)	13750,0 (1941,2)	11132,3 (1703,9)	1041,6 (155,9)	2724,3 (369,0)	1364,1 (184,3)	.	7828,4 (1169,9)	4511,6 (649,9)	260,0 (40,0)
OUITOUCHE (Semotilus corporalis)	.	1277,5 (199,1)	.	.	16,3 (2,4)	.	.	757,3 (125,3)	.	2099,3 (302,4)	.
GRAND CORÉGONE (Coregonus clupeaformis)	.	.	.	.	.	53026,3 (7181,9)	.	.	.	.	.
CHATTE DE L'EST (Notemigonus crysoleucas)	.	.	.	9,6 (1,5)	.	.	116,5 (15,7)	.	.	.	22,6 (3,5)
CRAPET SOLEIL (Lepomis gibbosus)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CRAPET DE ROCHE (Ambloplites rupestris)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MUSEAU NOIR (Notropis heterolepis)	3,6 (0,5)	.	59,4 (8,4)	6,4 (1,0)	90,0 (13,5)	1,2 (0,2)	23,8 (3,2)	.	41,2 (6,2)	12,6 (1,8)	.
MULET PERLÉ (Semotilus margarita)	.	8,6 (1,3)	210,5 (29,7)	.	.	.	.	.	.	.	.
VENTRE ROUGE DU NORD (Phoxinus eos)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES (Notropis cornutus)	.	9,3 (1,4)	.	.	.	.	.	.	.	.	.
OMBLE DE FONTAINE (Salvelinus fontinalis)	.	609,5 (95,0)	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CHABOT TACHETÉ (Cottus bairdi)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
DORÉ JAUNE (Stizostedion vitreum)	.	.	.	5551,3 (849,7)	12351,3 (1848,1)	34544,8 (4678,8)	.	11049,2 (1828,8)	.	25162,4 (3624,8)	.
LOTTE (Lota lota)	.	.	1942,5 (274,2)	.	.	.	.	1553,1 (257,1)	.	.	.
MULET À CORNES (Semotilus atromaculatus)	.	1145,5 (178,5)	.	.	.	.	.	.	.	.	.
MÉNÉ LAITON (Hybognathus hankinsoni)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
DARD-PERCHE (Percina caprodes)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CISCO DE LAC (Coregonus artedii)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	37,0 (5,7)
QUEUE À TACHE NOIRE (Notropis hudsonius)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Biomasse totale	22927,0	30429,9	16462,9	45823,6	26840,9	107306,5	31132,4	29151,4	55244,4	50713,0	21205,1
BUE	(3487,0)	(4742,3)	(2324,2)	(7013,8)	(4016,1)	(14533,6)	(4207,1)	(4825,1)	(8255,7)	(7305,6)	(3262,3)

Annexe 3. Biomasse totale et biomasse prélevée par unité d'effort () pour les différentes espèces de poissons capturées au moyen de filets maillants expérimentaux, de trappes et de nasses dans les 74 lacs de l'Outaouais (suite et fin).

NUMÉRO DE LAC	67	68	69	70	71	72	73	74
pH	6,4	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,6
PERCHAUDE (Perca flavescens)	55,0 (8,0)	852,4 (123,2)	581,2 (94,6)	52,8 (7,4)	85,6 (14,3)	315,9 (45,9)	663,0 (110,5)	.
BARBOTTE BRUNE (Ictalurus nebulosus)	.	2452,4 (354,6)	.	.	.	.	.	.
TOULADI (Salvelinus namaycush)	.	.	.	.	.	.	8572,2 (1428,7)	.
RASEUX-DE-TERRE (Etheostoma nigrum)	.	.	.	.	.	0,7 (0,1)	26,9 (4,5)	.
GRAND BROCHET (Esox lucius)	16230,9 (2366,6)	28836,2 (4169,1)	18235,4 (2969,1)	5374,8 (750,0)	5414,0 (904,8)	4729,0 (687,9)	.	.
ÉPINOCHE À CINQ ÉPINES (Culaea inconstans)	.	.	.	.	.	.	.	76,3 (11,1)
MEUNIER NOIR (Catostomus commersoni)	8237,4 (1201,1)	42054,3 (6080,1)	.	5855,1 (817,0)	67,6 (11,3)	.	16384,3 (2730,7)	.
OUITOUCHE (Semotilus corporalis)	.	.	.	.	.	.	.	.
GRAND CORÉGONE (Coregonus clupeaformis)	.	.	.	.	.	8081,9 (1175,5)	.	.
CHATTE DE L'EST (Notemigonus crysoleucas)	.	8,9 (1,3)	.	.	.	.	405,4 (67,6)	.
CRAPET SOLEIL (Lepomis gibbosus)	.	220,7 (31,9)	.	.	.	.	.	.
CRAPET DE ROCHE (Ambloplites rupestris)	.	73,2 (10,6)	.	.	.	.	.	.
MUSEAU NOIR (Notropis heterolepis)	.	0,2 (0,0)	200,2 (32,6)	.	1,9 (0,3)	11,0 (1,6)	.	.
MULET PERLÉ (Semotilus margarita)	.	.	.	.	.	.	230,6 (38,4)	306,8 (56,1)
VENTRE ROUGE DU NORD (Phoxinus eos)	.	.	.	.	.	.	.	107,2 (15,5)
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES (Notropis cornutus)	.	.	.	.	.	.	.	16,0 (2,3)
OMBLE DE FONTAINE (Salvelinus fontinalis)	.	.	.	.	.	.	.	20959,8 (3037,7)
CHABOT TACHETÉ (Cottus bairdi)	.	.	.	.	.	.	.	.
DORÉ JAUNE (Stizostedion vitreum)	.	17510,1 (2531,6)	.	11853,3 (1653,9)	.	.	.	.
LOTTE (Lota lota)	.	.	.	.	331,1 (55,3)	.	1469,8 (245,0)	.
MULET À CORNES (Semotilus atromaculatus)	.	.	.	.	.	.	17,6 (2,9)	.
MÉNÉ LAITON (Hybognathus hankinsoni)	.	.	.	.	.	.	.	.
DARD-PERCHE (Percina caprodes)	.	.	.	.	.	.	.	.
CISCO DE LAC (Coregonus artedii)	.	.	.	.	.	1185,6 (172,5)	.	.
QUEUE À TACHE NOIRE (Notropis hudsonius)	.	.	.	.	.	109,2 (15,9)	.	.
Biomasse totale	24523,3	92008,4	19016,8	23136,0	5900,2	14433,3	27769,8	21546,1
BUE	(3575,7)	(13302,4)	(3096,4)	(3228,3)	(986,1)	(2099,4)	(4628,3)	(3122,6)



Annexe 3.2.1. RELATION ENTRE LE NOMBRE D'ESPÈCES ET L'ALCALINITÉ (a), LE CALCIUM (b), L'ALTITUDE (c), ET L'ALUMINIUM FILTRÉ (d), DE 74 LACS DE LA RÉGION HYDROGRAPHIQUE DE L'OUTAOUAIS.



ANNEXE 3.3.1. DISTRIBUTION DES 25 ESPÈCES DE POISSONS CAPTURÉES DANS 74 LACS COLORÉS ET NON COLORÉS DE LA RÉGION HYDROGRAPHIQUE DE L'OUTAOUAIS.

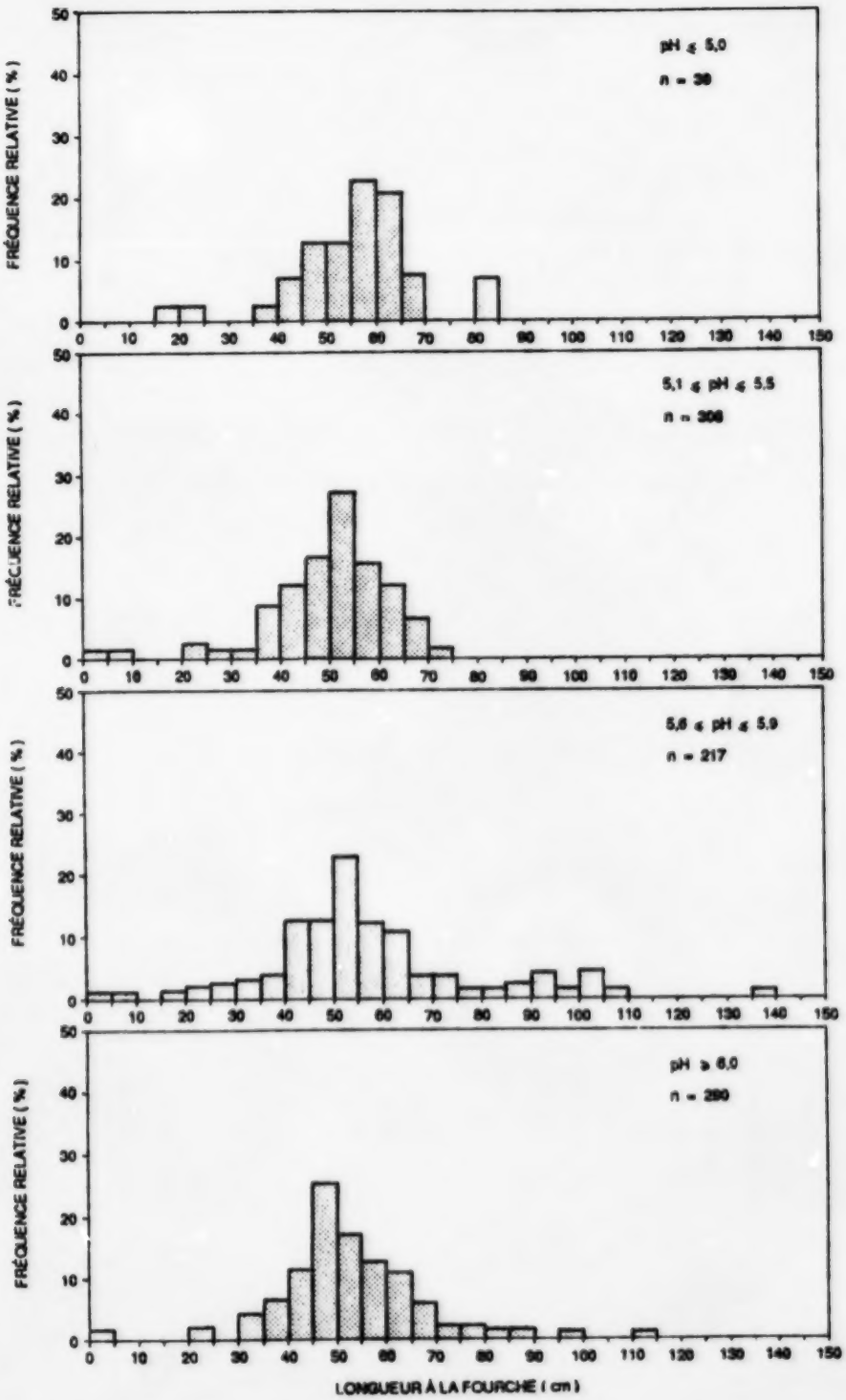
Annexe 3.4.1. Fréquence d'occurrence des espèces et des familles piscicoles prélevées dans 74 lacs de la région hydrographique de l'Outaouais.

Famille	Espèce	Lacs très acides pH ≤ 5,0 n=10		Lacs acides 5,1 ≤ pH ≤ 5,5 n=20		Lacs intermédiaires 5,6 ≤ pH ≤ 5,9 n=20		Lacs non acides pH ≥ 6,0 n=24	
		n lacs	%	n lacs	%	n lacs	%	n lacs	%
Percidés	Total	9	90,0	18	90,0	15	75,0	23	95,8
	Perca flavescens	8	80,0	18	90,0	15	75,0	23	95,8
	Stizostedion vitreum	0	0	1	5,0	5	25,0	7	29,2
	Percina caprodes	0	0	0	0	1	4,0	0	0
	Etheostoma nigrum	1	10,0	0	0	1	5,0	6	25,0
Catostomidés	Total	3	30,0	16	80,0	14	70,0	19	79,2
	Catostomus commersoni	3	30,0	16	80,0	14	70,0	19	79,2
Esocidés	Total	3	30,0	14	70,0	12	60,0	18	75,0
	Esox lucius	3	30,0	14	70,0	12	60,0	18	75,0
Cyprinidés	Total	0	0	9	45,0	12	60,0	22	91,7
	Semotilus atromaculatus	0	0	0	0	2	10,0	2	8,3
	Semotilus corporalis	0	0	4	20,0	3	15,0	5	20,8
	Semotilus margarita	0	0	3	15,0	7	35,0	6	25,0
	Phoxinus eos	0	0	2	10,0	3	15,0	2	8,3
	Notropis cornutus	0	0	2	10,0	3	15,0	3	12,5
	Notropis heterolepis	0	0	3	15,0	7	35,0	14	58,3
	Notemigonus crysoleucas	0	0	5	25,0	2	10,0	8	33,3
	Hybognathus hankinsoni	0	0	0	0	1	5,0	0	0
	Notropis hudsonius	0	0	0	0	0	0	1	4,2

Annexe 3.4.1. Fréquence d'occurrence des espèces et des familles piscicoles prélevées dans 74 lacs de la région hydrographique de l'Outaouais (suite et fin).

Famille	Espèce	Lacs très acides pH ≤ 5,0 n=10		Lacs acides 5,1 ≤ pH ≤ 5,5 n=20		Lacs intermédiaires 5,6 ≤ pH ≤ 5,9 n=20		Lacs non acides pH ≥ 6,0 n=24	
		n lacs	%	n lacs	%	n lacs	%	n lacs	%
Salmonidés	Total	1	10,0	5	25,0	6	30,0	8	33,3
	Salvelinus fontinalis	0	0	1	5,0	0	0	2	8,3
	Coregonus clupeaformis	0	0	4	20,0	4	20,0	3	12,5
	Coregonus artedii	0	0	0	0	0	0	2	8,3
	Salvelinus namaycush	1	10,0	0	0	2	10,0	2	8,3
Gadidés	Total	0	0	0	0	1	5,0	5	20,8
	Lota lota	0	0	0	0	1	5,0	5	20,8
Centrarchidés	Total	0	0	2	10,0	3	15,0	2	8,3
	Lepomis gibbosus	0	0	2	10,0	2	10,0	2	8,3
	Ambloplites rupestris	0	0	1	5,0	1	5,0	1	4,2
Gastérostéidés	Total	1	10,0	0	0	0	0	1	4,2
	Culaea inconstans	1	10,0	0	0	0	0	1	4,2
Ictaluridés	Total	2	20,0	3	15,0	1	5,0	2	8,3
	Ictalurus nebulosus	2	20,0	3	15,0	1	5,0	2	8,3
Cottidés	Total	0	0	1	5,0	0	0	1	4,2
	Cottus bairdi	0	0	1	5,0	0	0	1	4,2

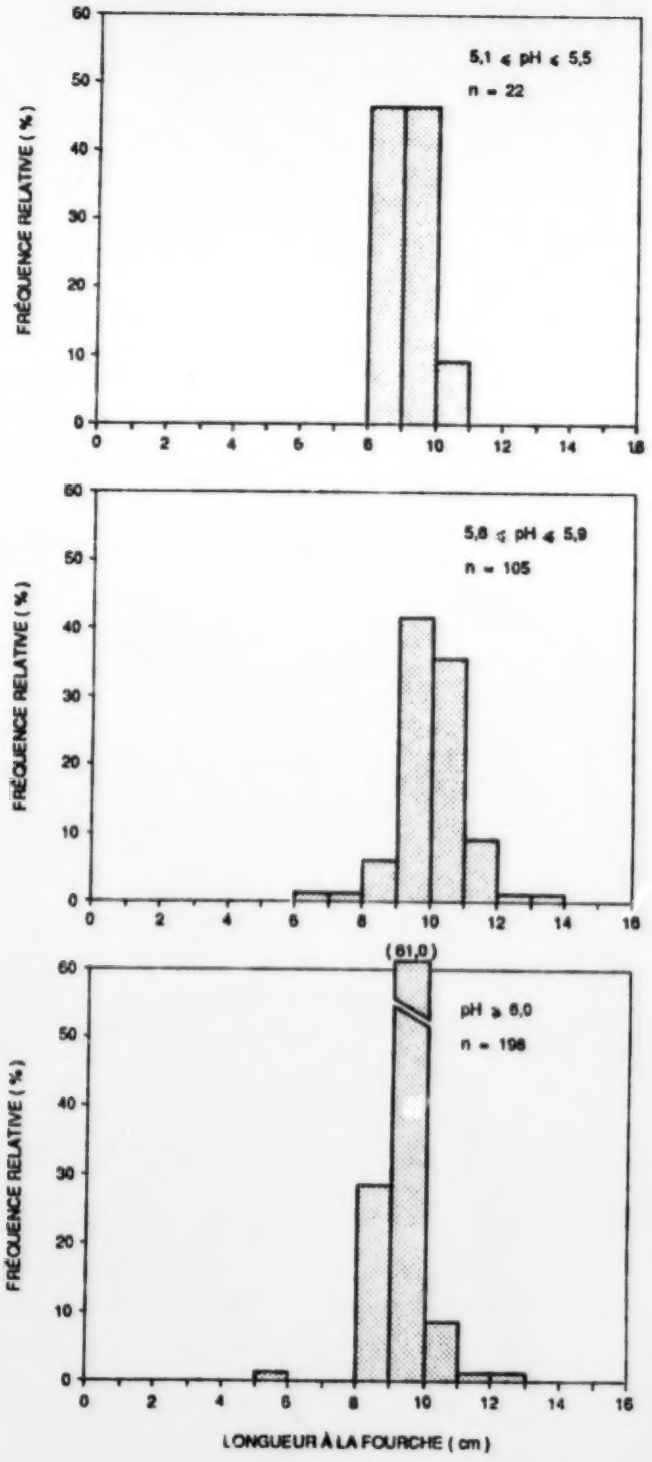
GRAND BROCHET
Esox lucius



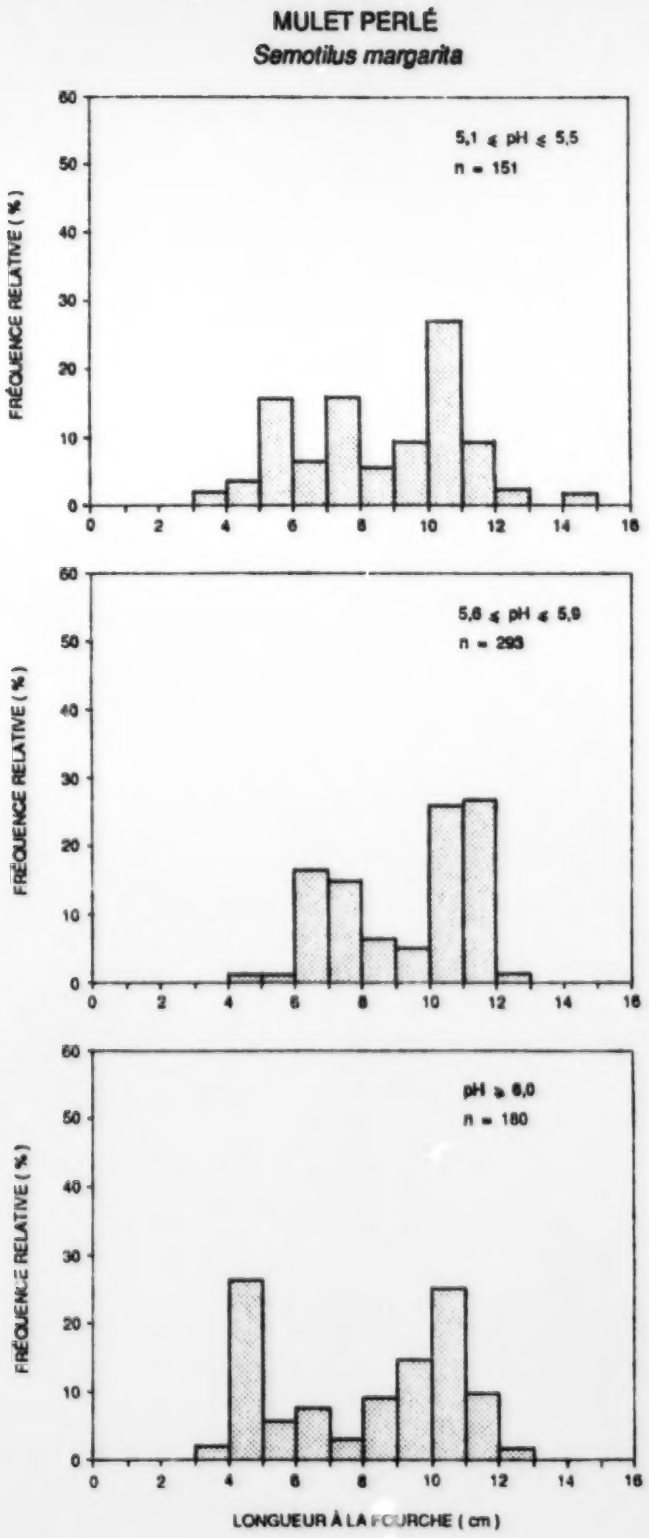
Annexe 3.5.1. DISTRIBUTION DE FRÉQUENCE DE TAILLE DU GRAND BROCHET DANS LES LACS TRÈS ACIDES (pH ≤ 5,0), ACIDES (5,1 ≤ pH ≤ 5,5), DE TRANSITION (5,6 ≤ pH ≤ 5,9), ET NON ACIDES (pH ≥ 6,0) DE L'OUTAOUAIS.

CHATTE DE L'EST

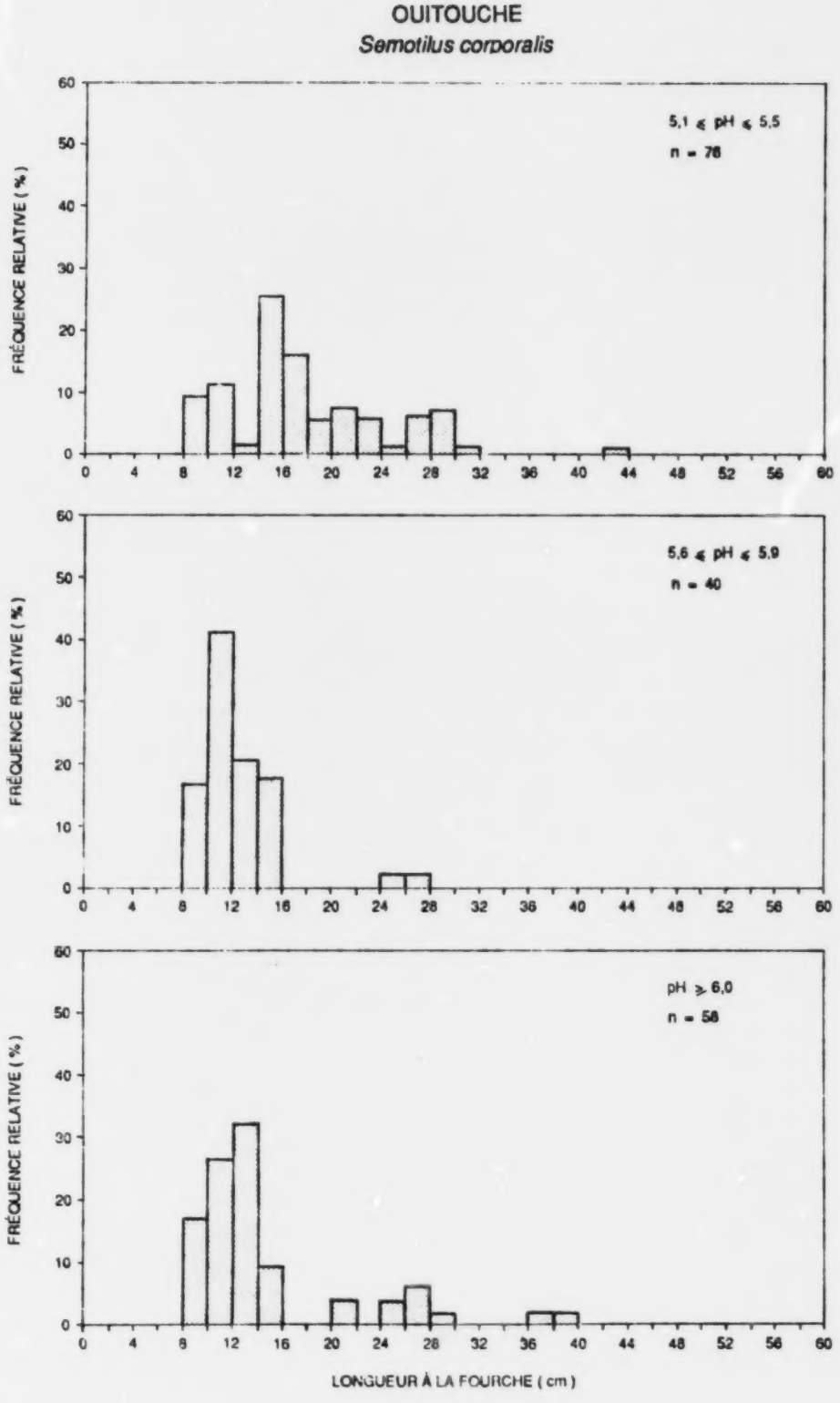
Notemigonus crysoleucas



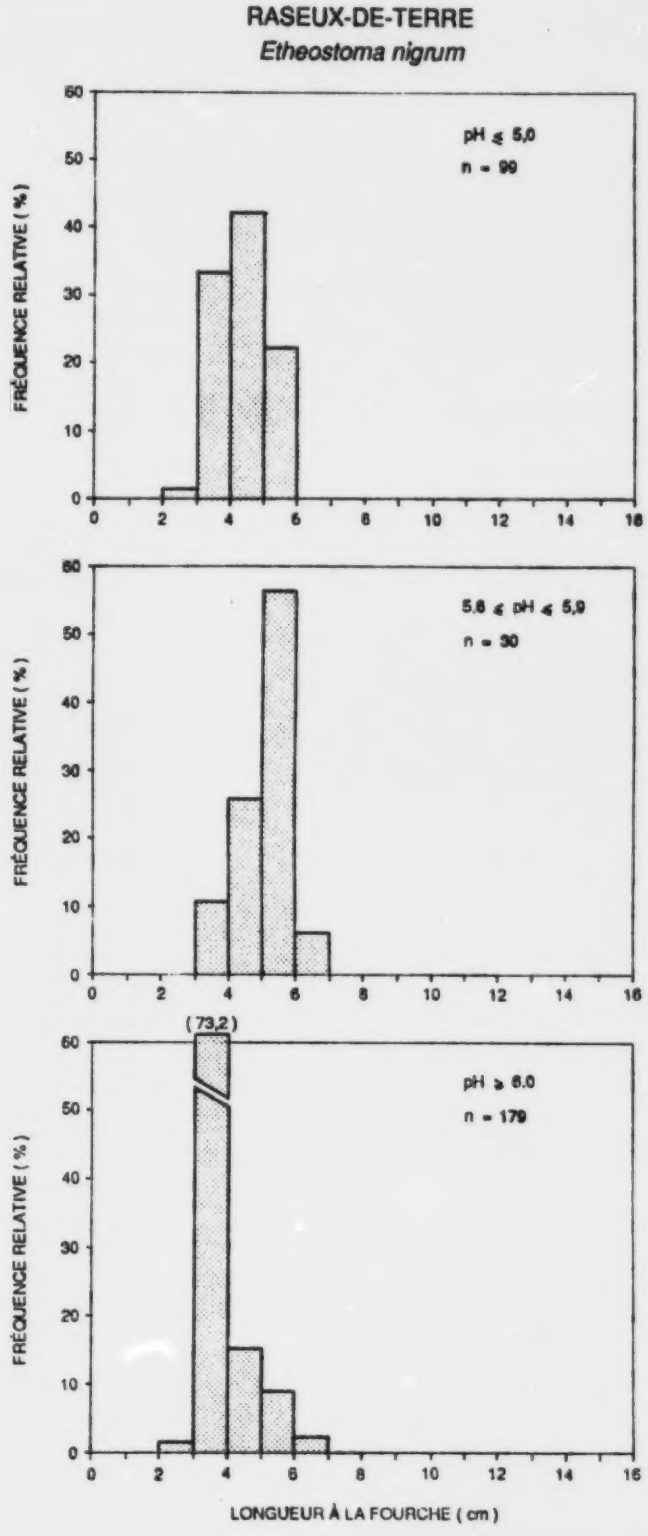
Annexe 3.5.2. DISTRIBUTION DE FRÉQUENCE DE TAILLE DE LA CHATTE DE L'EST DANS LES LACS ACIDES (5,1 ⩽ pH ⩽ 5,5), DE TRANSITION (5,6 ⩽ pH ⩽ 5,9), ET NON ACIDES (pH ⩾ 6,0) DE L'OUTAOUAIS.



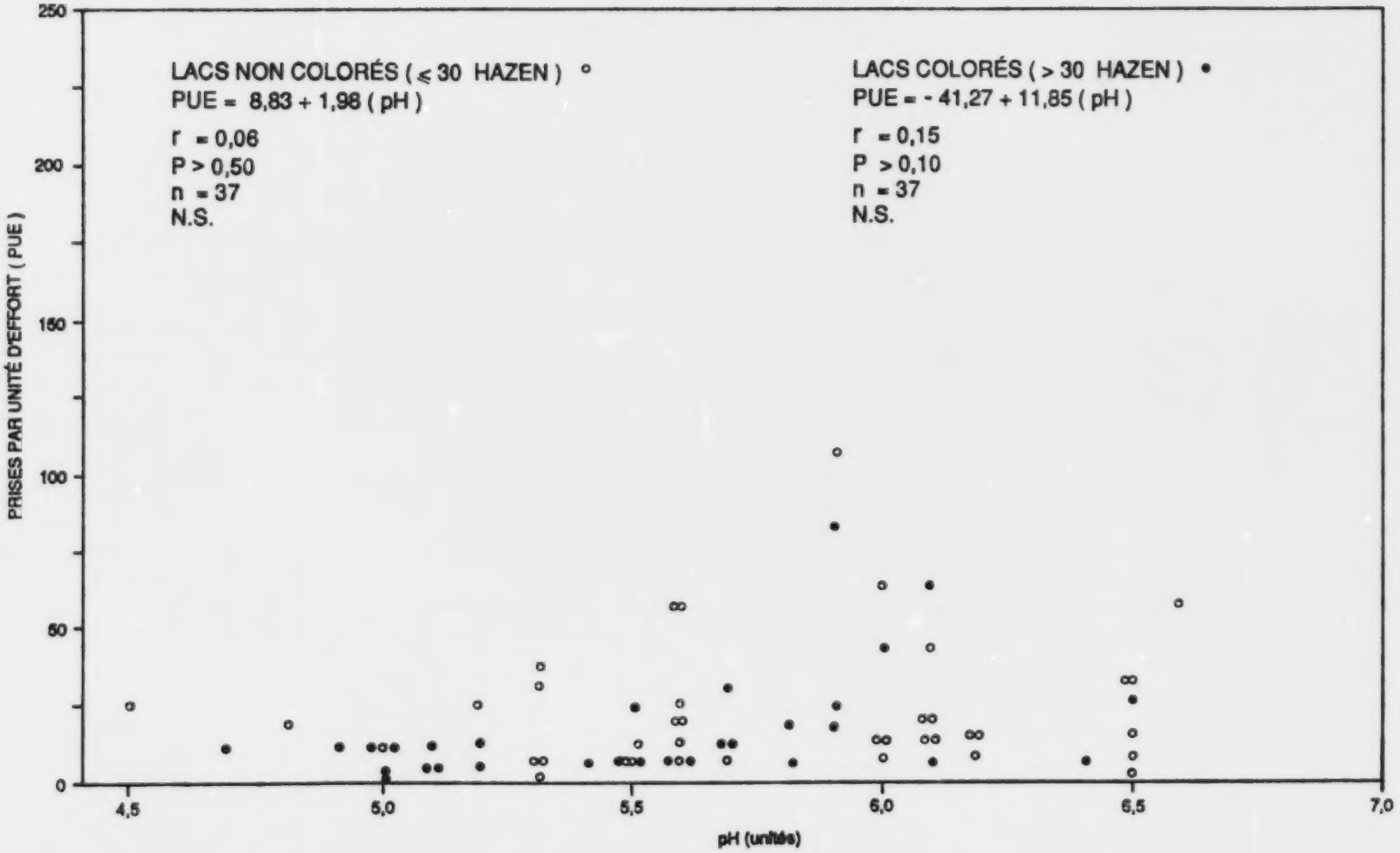
Annexe 3.5.3. DISTRIBUTION DE FRÉQUENCE DE TAILLE DU MULET PERLÉ DANS LES LACS ACIDES (5,1 ≤ pH ≤ 5,5), DE TRANSITION (5,6 ≤ pH ≤ 5,9), ET NON ACIDES (pH ≥ 6,0) DE L'OUTAOUAIS.



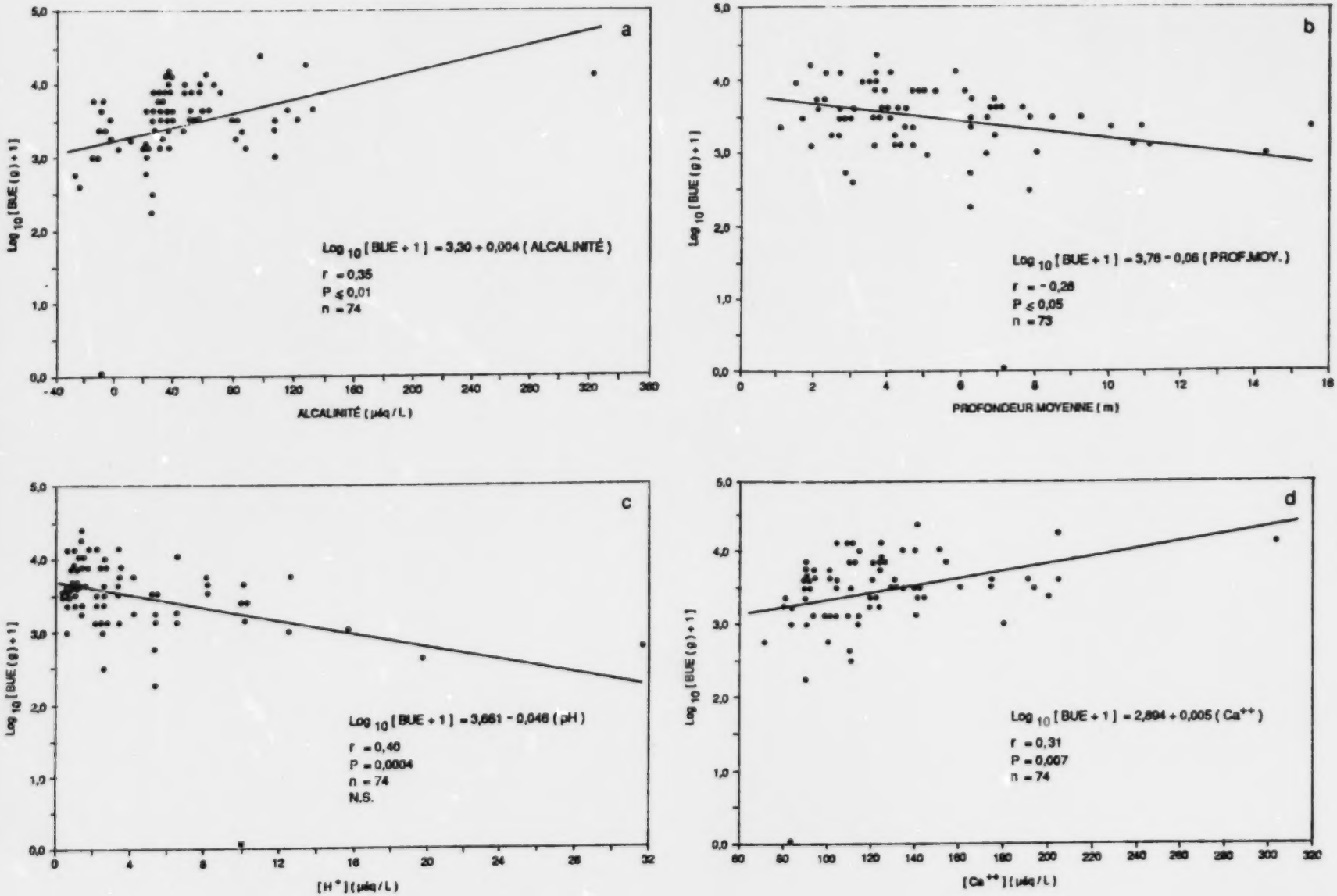
Annexe 3.5.4. DISTRIBUTION DE FRÉQUENCE DE TAILLE DE LA OUITOUCHE DANS LES LACS ACIDES (5,1 ≤ pH ≤ 5,5), DE TRANSITION (5,6 ≤ pH ≤ 5,9), ET NON ACIDES (pH ≥ 6,0) DE L'OUTAOUAIS.



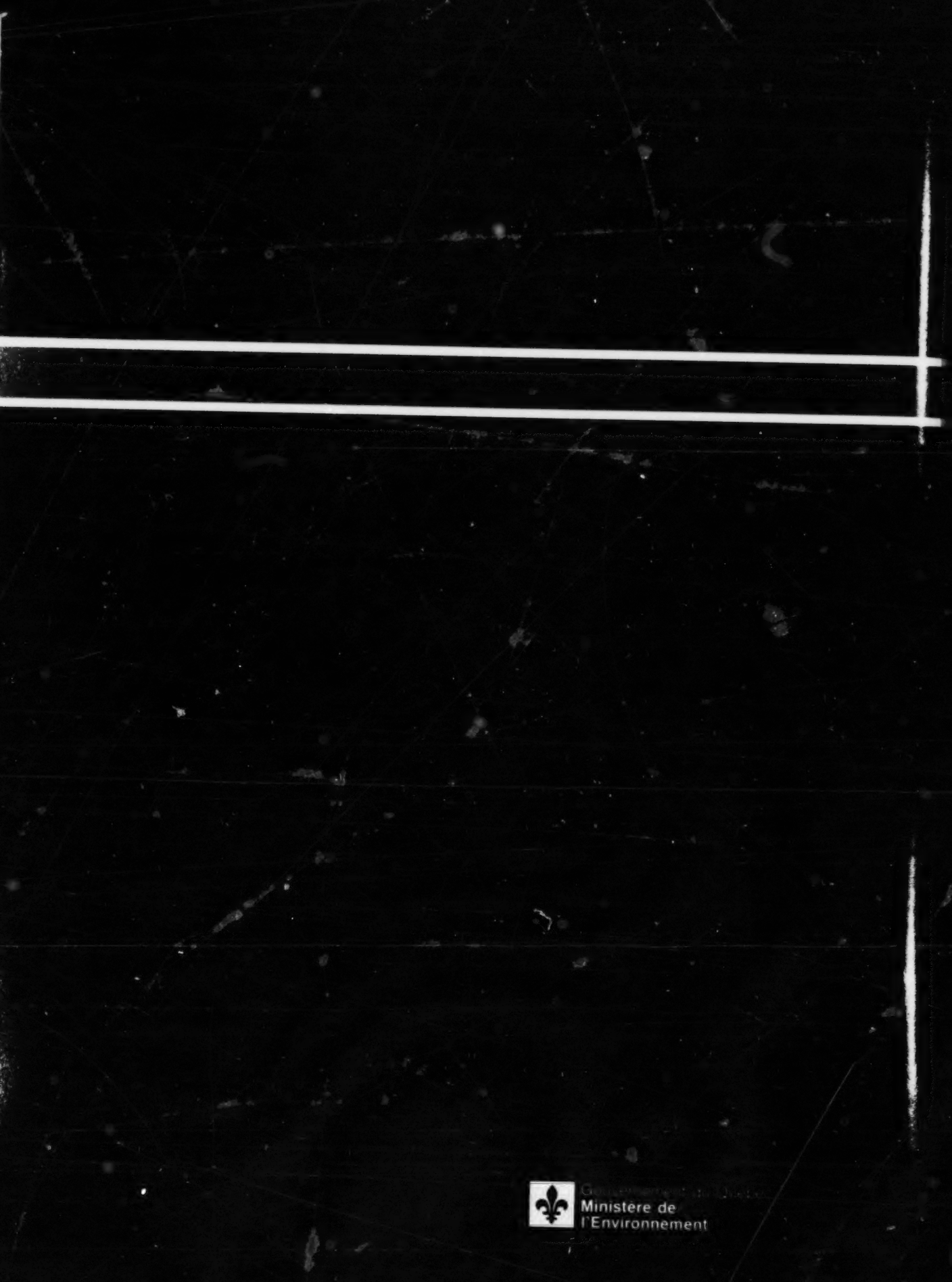
Annexe 3.5.5. DISTRIBUTION DE FRÉQUENCE DE TAILLE DU RASEUX-DE-TERRE DANS LES LACS TRÈS ACIDES (pH ≤ 5,0), DE TRANSITION (5,6 ≤ pH ≤ 5,9), ET NON ACIDES (pH ≥ 6,0) DE L'OUTAOUAIS.



Annexe 3.6.1. RELATION ENTRE LES PRISES PAR UNITÉ D'EFFORT (PUE) ET LE pH DE 74 LACS COLORÉS ET NON COLORÉS DE LA RÉGION HYDROGRAPHIQUE DE L'OUTAOUAIS.



Annexe 3.7.1. RELATION ENTRE LA BIOMASSE TOTALE PAR UNITÉ D'EFFORT (BUE) ET L'ALCALINITÉ (a), LA PROFONDEUR MOYENNE (b), LES CONCENTRATION DE H^+ (c), ET DE Ca^{++} (d), DE 74 LACS DE LA RÉGION HYDROGRAPHIQUE DE L'OUTAOUAIS.


Ministère de
l'Environnement